



Modelação do dano causado pelos incêndios florestais em Portugal

Andreia Filipa Ramos da Silva

Dissertação para obtenção do Grau Mestre em
Engenharia Florestal e dos Recursos Naturais

Orientador: José Guilherme Martins Dias Calvão Borges

Co-orientador: Susete Maria Gonçalves Marques

Júri:

Presidente: Doutor Jorge Filipe Campinos Landerset Cadima, Professor Associado do
Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa

Vogais: - Doutor José Guilherme Martins Dias Calvão Borges, Professor Associado do
Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

- Doutora Maria Manuela Melo Oliveira, Professora Auxiliar da Universidade de
Évora;

- Doutor João Manuel das Neves Silva, Investigador Auxiliar do Instituto Superior de
Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

- Mestre Brigitte Roxo Botequim, na qualidade de especialista.

Lisboa, 2009

Agradecimentos

Gostaria de agradecer a algumas pessoas por de alguma forma terem contribuído para a realização desta Tese.

Ao meu orientador, José Guilherme Calvão Borges, pela oportunidade da realização deste trabalho, que tanto o tema como a carga de trabalho serão importantes para os meus trabalhos futuros.

À minha co-orientadora, Susete Marques, pela orientação, apoio, paciência e companheirismo dados durante a sua realização.

À Brigitte Botequim e ao Jordi Garcia também pelo apoio e companheirismo fornecidos nesta fase.

Ao Professor José Miguel Cardoso Pereira pelos esclarecimentos prestados e pelo humor e camaradagem em momentos difíceis.

Aos Professores José Tomé e Margarida Tomé, pela paciência e pelos conhecimentos transmitidos quando necessitei.

À Professora Manuela Oliveira pelos esclarecimentos estatísticos que foram dados ao longo da sua execução.

À Ana Sá pelas interrupções que fiz no seu trabalho para tirar algumas dúvidas.

À minha família, Pais e Irmã, por estarem a meu lado, por me incentivarem e acreditarem nas minhas capacidades, cada um à sua maneira.

Por fim, mas com uma enorme contribuição, agradeço aos meus amigos por me ouvirem e incentivarem nesta fase, em especial a Henrique Vieira, Isabel Rosa e Tiago Bergano pela amizade em todos os momentos.

Este trabalho foi inserido no projecto:

PTDC/AGR-CFL/64146/2006 “Decision support tools for integrating fire and forest management planning” funded by the Portuguese Science Foundation.

Resumo

Os fogos florestais são a maior ameaça que afectou a floresta mediterrânea e portuguesa nos últimos anos, e apresentam uma tendência para aumentar a sua severidade. Uma vez que a sua ocorrência diminui o potencial económico é necessário intervir. Desenvolveu-se um sistema de modelos que fosse capaz de modelar o dano em três passos. O primeiro consiste em prever se ocorre mortalidade na parcela, o segundo em quantificar a proporção de árvores mortas nas parcelas onde ocorreu mortalidade, e o terceiro em modelar a mortalidade individual das árvores. Para o desenvolvimento dos modelos utilizou-se a regressão logística. Recorreu-se a 241 parcelas e 2520 árvores que foram percorridas por incêndios florestais entre o final de 2006 e o início de 2008. As variáveis utilizadas são de fácil obtenção pelos proprietários ou calculadas posteriormente através de equações hipsométricas. A mortalidade das árvores foi obtida por um único modelo que inclui todas as espécies. Concluiu-se que as variáveis que têm maior influência sobre o dano são a irregularidade do povoamento e as dimensões dos indivíduos.

Palavras-chave: Regressão logística; incêndios florestais; modelação de dano

Abstract

In the past years, forest fires were the major threat to the Mediterranean forest, increasing their severity, causing a potential economic loss. This context suggests the need for the development of effective forest planning. A three-step modelling strategy based on logistic regression methods was used. In the first step, a model was developed to predict whether mortality occurs after a wildfire in a stand. In the second step the degree of damage caused by wildfires in stands where mortality occurs is quantified (i.e. percentage of mortality). In the third step this mortality is distributed among trees. Data from over 241 plots and 2520 trees, collected in fire perimeters from 2006 to 2008, were used for modeling purposes. The variables used in the models, are easy to measure or to calculate by forestry landowners, after forest inventory. The developed models included all species. The variables that better explain damage are stand structure and tree size.

Keywords: Logistic regression; Wildfires; damage modeling

Extended abstract

In the past years, forest fires were the major threat to the Mediterranean basin, especially in the Portuguese forest, where their number/burned area and severity has been increasing, causing of great destruction and loss of area and properties. The main causes of forest fires are the Mediterranean climate and human activities. The occurrence of fires caused by natural causes is very reduced.

Forestry and all products associated are very important to population. Wildfires reduce economic potential and forest planning is essential. Due to the fragmented Portuguese forests and the landowners different goals, forest planning is a very difficult task.

In this study post-fire mortality was developed using a three-step modeling approach. The first step was to predict if mortality occurs on plots, the second to quantify the damage on plots where mortality occurs, and the third to estimate which trees are most likely to die with wildfires. Logistic regression was used to model system development and have been used before by other authors to study tree mortality due to wildfires, prescribed fires, wind, snow and natural mortality.

The variables used are easy to measure or calculated by forest landowners after forest inventory. It was made a variable selection in order to characterize a stand. Because it's a preventive modeling approach, variables related to fire intensity weren't included in these models. Slope was included as a stand variable despite his direct influence on fire behavior.

To develop this study, we used wildfires perimeters that occurred between the end of 2006 and the beginning of 2008. Forest data were obtained from 241 burned plots and 2520 burned trees. Thirty eight of these plots are National Forest Inventory plots. Due to this small amount of plots, extra plots measured within fire perimeters were added. Some constraints in inventory data made the necessary to reconstruct the stand before the wildfire, using reverse engineering. Tree height was estimated considering that diameter at breast height isn't affected by a fire.

Previous analysis of data showed the existence of some differences between plots where mortality occurred and where it didn't. The plots with higher densities and smaller trees registered more mortality than the others. However, tree height didn't appear to be different in both plots types.

Stepwise procedure was tested, using Proc logistic procedure of SAS 9.1, in the three developed models (three steps described above) but the results obtained weren't satisfactory. So all variable combinations were tested to find the best fitted models with biological meaning. All variables in the models have a p-value<0,05.

The first model indicates that stand structure is a good predictor of fire damage in stands. The second model showed a relationship between topography (slope and elevation) and mortality at a stand level. The model also shows us, that bigger mean diameter at breast height, will reduce the losses caused by a wildfire. The third model (tree model) includes the proportion of dead trees on the stand, as a fire intensity indicator and it shown to be very significant to predict tree mortality. Tree dimension and competition also found to be significant in mortality prediction. Tree mortality prediction is obtained by one model developed using all species. This model shows that in general, conifers are more able to die due to fire occurrence than broadleaves.

For modeling purposes, the tree species was grouped, in four different groups (eucalypt, oak trees, other broadleaves and conifers), due to their characteristics and the reduced number of observations in certain species.

The lowest c value obtained in the models was 0,684 (stand damage model), and the highest was 0,947 (tree model). This value indicates the area under the ROC curve (receiver operating characteristic) which assesses the model performance.

Previous studies indicate that prescribed fire reduces fuels and consequently damage caused by wildfires. Fire damage models are the key to evaluate forest prescriptions and yet, again, no such models have been developed for eucalypt stands in Portugal. The developed information about the impact of forest fires under alternative forest conditions. Thus, we may conclude that these models are instrumental to designing silvicultural strategies that may decrease the damage caused by wildfires.

The usefulness of post fire models in forest planning depends on the information they may provide about the impact on mortality of variables whose future value may be estimated with reasonable accuracy. Post-fire stand damage and tree mortality models are based on variables that are under the control of forest managers (e.g. forest density, mean diameter). Thus we may further conclude that they can be used to integrate effectively fire risk into forest management planning. These models system only predicts damage in stands caused by fire occurrence. Insects attack and delayed mortality is not included here.

Índice

Índice de figuras	II
Índice de quadros	III
1. Introdução	1
1.1 Os fogos em Portugal e no Mediterrâneo	1
1.2 As causas dos incêndios florestais	1
1.3 Os efeitos dos incêndios florestais	2
1.4 A floresta portuguesa	3
1.5 A integração da gestão do fogo na gestão florestal	4
1.6 A importância da modelação dos danos	5
2. Material e Métodos	7
2.1 Dados	7
2.2 Reconstituição das parcelas	9
2.3 Tratamento dos dados	12
2.4 Breve análise aos dados	15
2.5 Desenvolvimento dos modelos	20
2.5.1 Modelo de ocorrência de mortalidade na parcela	21
2.5.2 Modelo da intensidade da mortalidade na parcela	22
2.5.3 Modelo da ocorrência de mortalidade na árvore	22
3. Resultados	23
3.1 Modelo de ocorrência de mortalidade na parcela	23
3.2 Modelo da intensidade da mortalidade na parcela	24
3.3 Modelo de ocorrência de mortalidade da árvore	26
3.4 Aplicação dos modelos	28
3.4.1 Modelo que estima se ocorre mortalidade na parcela	28
3.4.2 Modelo que estima a proporção de árvores mortas na parcela	29
3.4.3 Modelo que define se a árvore morre	31
4. Discussão e Conclusão	33
Referências bibliográficas	39
Anexos	43

Índice de figuras

Figura 1 - Número de fogos e área queimada no Sul da Europa, 1980 - 2004, por unidade de área de floresta (Pereira <i>et al.</i> , 2006).	1
Figura 2 – Percentagem de ocorrência devido a incendiarismo, causas naturais, uso do fogo, causas acidentais e causas estruturais, entre 2001 e 2004 (Pereira <i>et al.</i> , 2006).	2
Figura 3 - Localização das parcelas de IFN.	7
Figura 4 - Localização dos perímetros dos incêndios.	7
Figura 5 - Localização das parcelas do estudo.	8
Figura 6 - Histograma de frequências da densidade da parcela (N).	16
Figura 7 - Histograma de frequências da área basal do povoamento (G).	17
Figura 8 - Histograma de frequências de NLDensity.	17
Figura 9 - Histograma de frequências da variável dependente (Pdead).	19
Figura 10 - Histograma de frequências da transformação Logit à variável dependente.	19
Figura 11 – Exemplo da variação das variáveis, neste caso da densidade, com a variável dependente (a) e com a transformação Logit (b).	20
Figura 12 - Variação da Sensibilidade e da Especificidade para o modelo de ocorrência de incêndio.	24
Figura 13 - Curva ROC do modelo de ocorrência de mortalidade na parcela.	24
Figura 14 - Curva ROC do modelo que estima a intensidade da mortalidade na parcela.	26
Figura 15 - Variação das estatísticas Sensibilidade e Especificidade do modelo que determina se a árvore morreu ou não.	27
Figura 16 - Curva ROC do modelo que determina se a árvore morre ou não.	27
Figura 17 - Variação da probabilidade de ocorrer mortalidade com a área basal e NLDensity para: a) Eucalipto; b) Outras Folhosas; c) Resinosas.	28
Figura 18 - Variação da proporção de árvores mortas com o declive e a média dos diâmetros para: a) Eucalipto; b) Outras Folhosas; c) Resinosas.	29
Figura 19 - Variação da proporção de árvores mortas com a média de diâmetros.	30
Figura 20 - Variação da proporção de árvores mortas com a média de diâmetros para parcelas mistas.	30
Figura 21 - Variação da probabilidade da árvore morrer com a proporção de árvores mortas na parcela para cada espécie.	31
Figura 22 - Variação da probabilidade da árvore morrer em função do dap e da Structure para: a) Eucalipto; b) outras Folhosas; c) Quercíneas; e d) Resinosas.	32
Figura 23 - Incidência do fogo no coberto vegetal em Portugal, de 1990 a 2005 (Pereira <i>et al.</i> , 2006).	33

Índice de quadros

Quadro 1 - Registo do número de árvores por espécie e do número de árvores mortas por espécie. _____	9
Quadro 2 - Equações para determinar a altura através do dap. _____	9
Quadro 3 - Equações para a estimação da altura da árvore. _____	10
Quadro 4 - Equações para determinar o diâmetro sem cortiça (du) _____	12
Quadro 5 - Equação para a determinação da área basal e do BAL da árvore. _____	13
Quadro 6 – Equações de volume por espécie. _____	13
Quadro 7 - Equações para determinar variáveis ao nível do povoamento. _____	14
Quadro 8 - Equações para determinar variáveis do povoamento. _____	14
Quadro 9 - Estatísticas básicas das variáveis utilizadas para a parcela. _____	15
Quadro 10 - Valores médios de dap, h, g e BAL, e respectiva variância. _____	18
Quadro 11 - Agrupamento de espécies para o modelo da ocorrência de mortalidade na árvore. _____	22
Quadro 12 - Parâmetros e testes do modelo de ocorrência de mortalidade na parcela. ____	23
Quadro 13 - Parâmetros e testes do modelo de intensidade da mortalidade na parcela. _	25
Quadro 14 – Parâmetros e testes do modelo de ocorrência de mortalidade da árvore. ____	26

1. Introdução

1.1 Os fogos em Portugal e no Mediterrâneo

O fogo sempre fez parte da história dos ecossistemas florestais da região mediterrânica. De tal forma que modelou a vegetação nativa e favoreceu espécies adaptadas ao mesmo. No entanto, nos últimos anos esta região tem sido alvo de inúmeros incêndios. É aqui que se registam o maior número de incêndios e as maiores extensões de área ardida comparando com as outras regiões do globo (Vélez, 2006). Este cenário é idêntico se nos focarmos em Portugal, sendo o país da Europa mediterrânica mais afectado pelos incêndios florestais (figura 1).

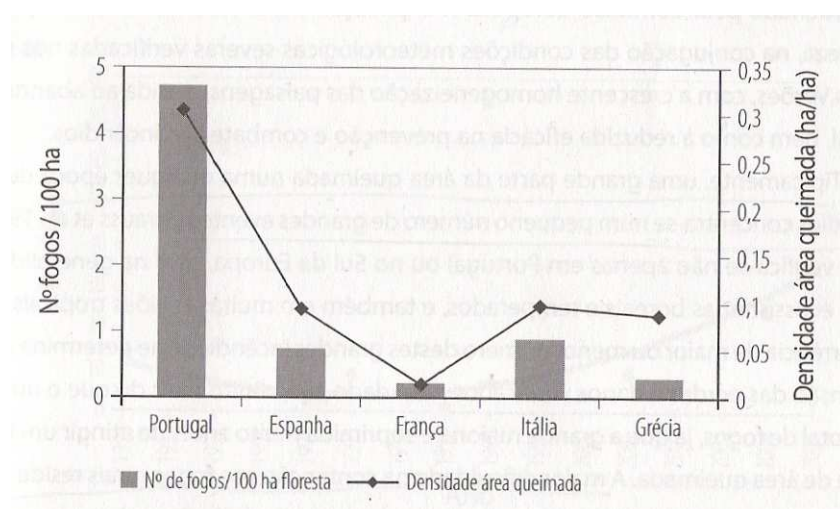


Figura 1 - Número de fogos e área queimada no Sul da Europa, 1980 - 2004, por unidade de área de floresta (Pereira *et al.*, 2006).

1.2 As causas dos incêndios florestais

O número elevado de incêndios florestais em Portugal deve-se essencialmente ao clima de que é alvo – segundo a classificação de Köppen (Miranda, 2001) – o clima mediterrânico. Este caracteriza-se pela elevada precipitação no Inverno, que permite o crescimento da biomassa combustível, e por possuir um Verão longo, quente e seco. O facto da estação quente coincidir com o período mais seco do ano torna propícia a ocorrência do incêndio dado o estado de secura da vegetação (Catry *et al.*, 2007). Para agravar a situação, o cenário das alterações climáticas indica esta região como uma das mais vulneráveis prevendo ainda um aumento substancial do risco meteorológico de incêndio (Santos e Miranda, 2006).

Ao contrário das outras regiões do globo onde uma grande percentagem de fogos é de origem natural, na bacia mediterrânica sobressaem os fogos de origem humana. Aqui as causas naturais representam apenas uma pequena fatia do total de fogos (Alexandrian *et*

al., 1999). Estes dados são válidos também para Portugal como se verificou em Pereira *et al.* (2006), entre 2001 e 2004 as causas mais comuns registadas no país foram o incendiarismo e o uso do fogo. Causas acidentais, estruturais e naturais tiveram pouca representatividade para os mesmos anos (figura 2).

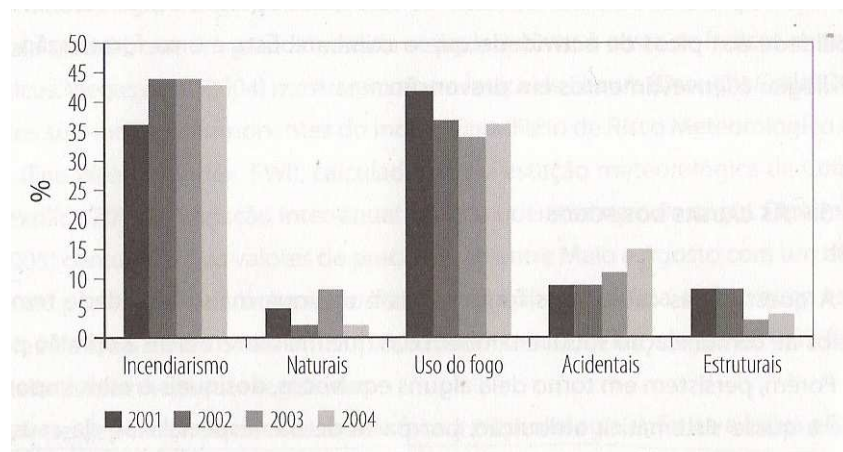


Figura 2 – Percentagem de ocorrência devido a incendiarismo, causas naturais, uso do fogo, causas acidentais e causas estruturais, entre 2001 e 2004 (Pereira *et al.*, 2006).

É a Norte do rio Tejo onde ocorre a maior parte dos incêndios e o maior número de ocorrências na mesma área, ou seja, uma dada área que arde várias vezes num curto espaço de tempo. Apesar do clima ser menos árido que no Sul, é nesta região que se encontra mais quantidade de combustível propício à ocorrência dos incêndios. Este facto deve-se ainda ao abandono rural que o interior do país tem sofrido, à falta de gestão e informação fornecida aos proprietários, e às queimadas para renovações de pastagens que por vezes se descontrolam e tornam-se incêndios florestais.

1.3 Os efeitos dos incêndios florestais

Os principais efeitos resultantes da ocorrência dos incêndios florestais são o consumo de combustível, produção e dispersão de fumo, mortalidade das plantas, aquecimento do solo, erosão, reciclagem de nutrientes e sucessão vegetativa (Reinhardt *et al.*, 2001). No entanto, estes efeitos dependem de tal modo do seu tamanho, intensidade e meteorologia que os danos não podem ser avaliados correctamente até à ocorrência.

Segundo Reinhardt *et al.* (2001), os efeitos dos incêndios podem ser classificados em: efeitos de primeira ordem e de segunda ordem. Os de primeira ordem ocorrem durante o fogo e nos momentos após o mesmo, sendo o resultado directo do processo de combustão, enquanto que os efeitos de segunda ordem ocorrem durante um longo período de tempo. Os efeitos de 1ª ordem são mais fáceis de modelar porque são imediatos, enquanto que os de 2ª ordem são mais morosos e têm em conta outros processos.

Consoante a fonte de calor a chama afecta as diferentes componentes da árvore: a copa, o tronco e as raízes (Dickinson e Johnson, 2001). Devido à espessura da casca o tronco costuma ser resistente, mas se o fogo for severo consegue danificar os tecidos cambiais da árvore. A copa é mais susceptível a danos pelos incêndios já que é constituída por folhas, gomos e ramos finos, que são menos resistentes. A mortalidade das árvores pode ser devida a efeitos de primeira ordem, como os danos enumerados anteriormente, ou a efeitos de segunda ordem, como pragas.

1.4 A floresta portuguesa

Cerca de 38% do país é ocupado por floresta (IFN) e, comparando com os inventários florestais anteriores, apresenta uma tendência para aumentar (Pereira *et al.* 2007; Radich e Alves, 2000). Esta percentagem corresponde a uma área de 3 412 300 ha constituídos por uma elevada diversidade de espécies endémicas e exóticas. Esta riqueza florestal é devida ao clima mediterrânico uma vez que determina a distribuição e sobrevivência das espécies ao longo do território (Santos e Miranda, 2006).

Nas últimas décadas a composição da floresta portuguesa não se tem alterado de forma significativa. Segundo o inventário florestal nacional, as espécies mais representativas da floresta portuguesa são pinheiros, eucaliptos, e carvalhos caducifólios e marcescentes. No entanto, o que se tem alterado é a área ocupada por cada espécie. Apesar de ter havido um aumento da percentagem de floresta, houve uma redução na área de quase todas as espécies assinaladas no último Inventário Florestal Nacional, à excepção do Sobreiro e do Pinheiro manso.

As espécies mais abundantes em Portugal são o Pinheiro bravo (*Pinus pinaster*), o Eucalipto glóbulo (*Eucalyptus globulus*) e o Sobreiro (*Quercus suber*). Este destaque em termos de área é justificado pela sua importância sócio-económica. O Pinheiro bravo começou a ser explorado para diversos tipos de construção, mas foi no século passado que expandiu sobretudo devido à iniciativa dos proprietários particulares, sendo hoje a principal espécie produtora de madeira do país (Fabião, 1996).

O Eucalipto é uma espécie introduzida que se adaptou com grande facilidade às nossas condições edafo-climáticas. Inicialmente foi considerada uma espécie promissora pelo seu rápido crescimento e pelas suas características medicinais, mas revelou ser um problema devido ao seu comportamento invasor. No entanto, hoje em dia é importante para a economia nacional sendo explorada pelas indústrias de pasta para papel dada a qualidade das suas fibras.

O Sobreiro é a espécie mais abundante em todo o país justificável pela sua importância económica e cultural. As características únicas da sua casca (cortiça) permitem a produção das rolhas, que representam uma importante fatia das exportações de Portugal.

Em adição, o número de produtos de cortiça está constantemente a aumentar, bem como o seu mercado. Esta espécie é ainda importante uma vez que as suas formações florestais permitem a produção de outros bens e são ainda extremamente ricas em termos de habitat albergando uma enorme quantidade de outras espécies animais e vegetais.

A floresta portuguesa é ainda composta por outras espécies de área menos relevantes, mas que também contribuem para a economia através da produção de madeira e de frutos, e através de lazer e serviços do ecossistema. É o caso do Castanheiro (*Castanea sativa*) que é utilizado para a produção de castanha e do Pinheiro manso (*Pinus pinea*) na produção de pinhão.

No último inventário florestal realizado o Pinheiro bravo foi a espécie que registou maior área ardida, seguindo-se o Eucalipto e o Sobreiro. As áreas das restantes espécies apresentam pouca relevância face aos números das mencionadas anteriormente. Estes valores são superiores aos registados no inventário anterior reforçando a necessidade de agir face ao fogo. Algumas espécies, como o Pinheiro bravo e o Sobreiro, sugerem uma evolução com o fogo devido ao seu comportamento face ao mesmo. O Pinheiro bravo porque, entre outros aspectos, as suas pinhas abrem por acção do calor, e o Sobreiro devido à cortiça que isola os tecidos cambiais, protegendo-os da acção do fogo. Apesar disso tem-se dado elevada relevância aos fogos florestais uma vez que a severidade do fogo tem vindo a aumentar e tornou-se a ameaça natural mais importante que afecta as florestas da bacia mediterrânica, destruindo mais árvores do que qualquer outra calamidade natural (Alexandrian *et al.*, 1999). Apresenta-se assim como uma ameaça séria de danos e de perdas económicas para proprietários e comunidades florestais. Para além das árvores, edifícios e estradas também podem ser afectados pelo fogo (Gadow, 2000) e por isso a necessidade de intervir é crescente.

1.5 A integração da gestão do fogo na gestão florestal

É necessário reunir esforços para conseguir gerir as áreas florestadas de forma a prevenir os incêndios e a aumentar a eficácia ao combate. Uma mais valia é o tipo de gestão praticada que influencia o risco de incêndio (Gadow, 2000). No entanto, por vezes esta tarefa é difícil já que a floresta em Portugal está muito fragmentada, e existem muitas áreas que pertencem a pequenos proprietários florestais, e são raras as que constituem grandes manchas florestais contínuas que pertençam a um único proprietário público ou privado. Este facto associado aos conflitos entre proprietários e à divergência de interesses por parte dos mesmos é apenas mais uma dificuldade encontrada na protecção das florestas.

Um sistema de modelos que previna os efeitos do fogo na floresta permite evidenciar quais as características do povoamento que devem ser alteradas de forma a atingir o

objectivo pretendido. Com esta ferramenta o proprietário é capaz de variar algumas das componentes do seu povoamento e analisar as consequências ecológicas e financeiras das suas decisões de gestão.

1.6 A importância da modelação dos danos

É necessário intervir uma vez que o risco da ocorrência de um fogo diminui o potencial económico da floresta (Hyytiäinen e Haight, 2009) e o aumento dos prejuízos verificados devido ao fogo pode afastar o interesse por parte dos proprietários e levar a um aumento do abandono das terras florestadas. Assim torna-se necessária a existência de modelos que nos ajudem a prever os danos e a avaliar o risco para a tomada de decisão. Para isso a avaliação dos custos mínimos e danos causados pelo fogo, ou mesmo qualquer análise económica de protecção de fogos florestais, requer que as consequências do fogo sejam conhecidas e expressas em termos comuns (Chandler *et al.*, 1983). Um resultado facilmente compreendido e interpretado pelo cidadão comum é o número de árvores perdidas numa dada área. Estes modelos têm em conta os efeitos dos fogos, as componentes da árvore que mais afectam e as características individuais e em conjunto que contrariam esses efeitos e que a tornam mais resistente.

Para o estudo da mortalidade pós fogo pode optar-se pela modelação em três passos (Wollons, 1998; Fridman e Ståhl, 2001; Álvarez González *et al.*, 2004). O primeiro consiste em prever se ocorre mortalidade em dadas parcelas, o segundo em quantificar a proporção de árvores mortas nas parcelas onde ocorreu mortalidade, e o terceiro em modelar a mortalidade individual das árvores.

As variáveis que entram nos modelos devem ser de fácil obtenção para que tenham aplicação. Geralmente as que entram nos modelos da parcela são variáveis do povoamento, de densidade, de competição e topográficas (Fridman e Ståhl, 2001; González *et al.*, 2007). Em relação aos modelos de mortalidade da árvore, estes geralmente usam variáveis que resultam da ocorrência do incêndio, como intensidade do fogo, altura do tronco queimada, percentagem de copa viva e queimada, altura da copa chamuscada, entre outras (Ryan e Reinhardt, 1988; Regelbrugge e Conard, 1993; Botelho *et al.*, 1998; Stephens e Finney, 2002; McHugh e Kolb, 2003; Keyser *et al.*, 2006). Mas no caso de se pretender um modelo preditivo as variáveis devem limitar-se a medidas directas das árvores, como o diâmetro à altura do peito ou a altura da árvore, excluindo a intensidade e as consequências do fogo nas mesmas.

A maioria dos modelos encontrados para modelar a mortalidade da árvore usa a regressão logística (Ryan e Reinhardt, 1988; Regelbrugge e Conard, 1993; Dickinson e Johnson, 2001; Stephens e Finney, 2002; McHugh e Kolb, 2003; Keyser *et al.*, 2006; González *et al.*, 2007). Esta é capaz de modelar uma probabilidade a partir de uma variável

dependente dicotómica, de forma mais eficaz que a regressão linear (Hosmer e Lemeshow, 2000).

Neste trabalho pretende-se encontrar um modelo capaz de explicar a mortalidade ocorrida num povoamento após um incêndio florestal através dos três passos descritos. Este tem como objectivo ser um modelo preditivo para ser incluído em modelos de gestão florestal, permitindo ao proprietário avaliar o risco de investimento.

Durante a modelação preferiram-se os modelos que tinham sentido ecológico/biológico e só depois seleccionou-se pelo ajustamento estatístico aos dados.

2. Material e Métodos

2.1 Dados

Os dados utilizados neste estudo referem-se aos incêndios florestais que ocorreram no final de 2006, em 2007 e no início de 2008 em Portugal. A obtenção destes dados foi diferente para os anos em estudo: os perímetros de incêndios de 2006 e 2007 foram cedidos pela Autoridade Florestal Nacional, ao passo que os dados de 2008 foram registados na data da sua ocorrência. Através do cruzamento em ArcGIS 9.3 dos perímetros de incêndio com área superior a 5 ha (figura 3) com a localização das parcelas de Inventário Florestal Nacional 2005/06 (figura 4) obtiveram-se 38 parcelas. Dado o número reduzido de parcelas adicionaram-se 203 de um outro projecto constituídas essencialmente por Pinheiro bravo e Eucalipto. O resultado do cruzamento das duas anteriores originou 241 parcelas de onde foi retirada a informação relativa ao povoamento utilizada para este estudo (figura 5).

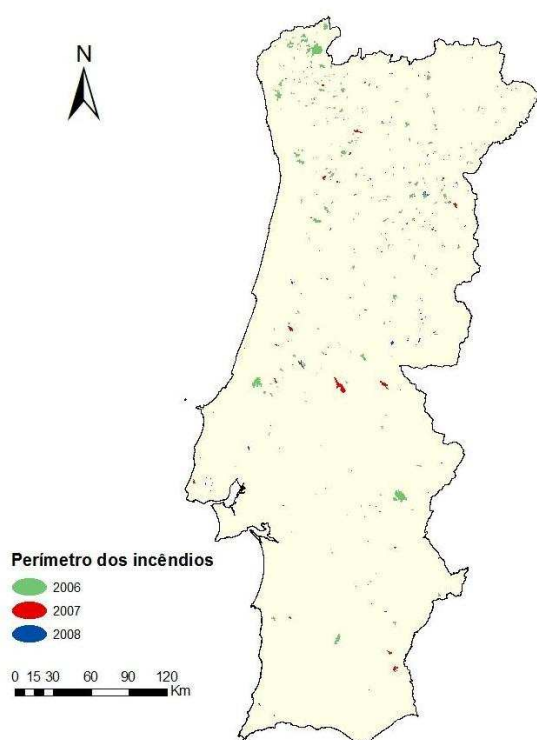


Figura 3 - Localização dos perímetros dos incêndios registados entre 2006 e 2008
(Adaptado de AFN).

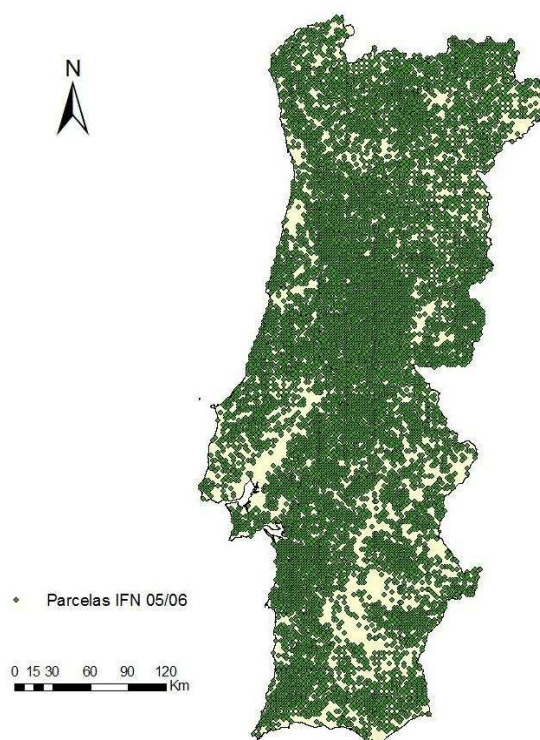


Figura 4 - Localização das parcelas de IFN.

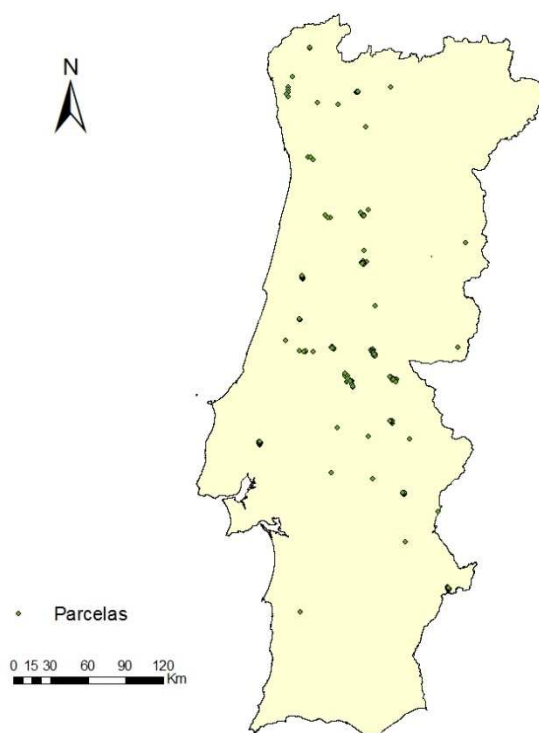


Figura 5 - Localização das parcelas do estudo.

O tamanho das parcelas inventariadas varia entre 110,48 e 500,34 m², tendo umas forma circular e outras forma rectangular. As formas rectangulares e as áreas mais reduzidas são devidas a problemas encontrados devido à topografia das parcelas. O número de árvores registado em cada parcela varia consoante o local. Este facto faz com que se encontrem parcelas com apenas uma árvore e parcelas com setenta e sete.

Em algumas parcelas as medições foram efectuadas logo após o fogo e noutras apenas passado um ano. No caso das parcelas que foram medidas duas vezes após o incêndio eliminou-se o segundo inventário, ou seja, o mais recente, uma vez que se as árvores sobreviverem podem aumentar as suas dimensões.

As árvores foram numeradas, identificaram-se as espécies e mediram-se algumas variáveis descritivas das mesmas, como o diâmetro à altura do peito, a altura e a posição (se a árvore é dominante, dominada ou sementão). Registou-se ainda a Altitude em metros do centro da parcela, a exposição do terreno, o declive dominante na parcela (medido em graus), a forma do declive (direita, côncava convexa, terraços, variada), a área da parcela e o grau de danos causados pelo fogo (anexo 1). As espécies identificadas foram Pinheiro bravo (*Pinus pinaster*), Eucalipto (*Eucalyptus globulus*), Sobreiro (*Quercus suber*), Azinheira (*Quercus ilex*), Pinheiro manso (*Pinus pinea*), as restantes agrupadas em Outras Folhosas, Outras Resinosas e Outras Quercíneas. O número de registos varia de espécie para espécie (quadro 1).

Quadro 1 - Registo do número de árvores por espécie e do número de árvores mortas por espécie.

Espécie	nº de árvores	nº de árvores mortas
Azinhaira	31	11
Eucalipto	1149	972
Outras Folhosas	80	43
Outras Resinosas	16	5
Pinheiro bravo	1033	770
Pinheiro manso	11	4
Outras Quercíneas	94	52
Sobreiro	106	48
Total	2520	1905

As variáveis biométricas foram efectuadas apenas para árvores com diâmetro à altura do peito (dap) superior a 7,5 cm, à excepção do Eucalipto que se consideraram árvores com 5 cm. Apesar de não terem dimensões suficientes para serem medidas no campo, as árvores menores foram registadas para contabilizar na densidade das parcelas uma vez que contribuem para os fogos de superfície.

2.2 Reconstituição das parcelas

Durante o inventário realizado às parcelas registaram-se inúmeras árvores partidas devido ao fogo. Estas árvores são da espécie Pinheiro bravo ou Eucalipto, pelo que se utilizaram as equações das árvores dispersas mencionadas no relatório do inventário florestal (quadro 2; Tomé *et al.*, 2007) para reconstituir as mesmas. A estas técnicas dá-se o nome de *reverse engineering* e, aqui, são utilizadas para prever as dimensões que os indivíduos possuíam antes da ocorrência. Estas equações foram também utilizadas para reconstituir as inúmeras árvores partidas devido ao fogo que se encontraram nas parcelas.

Quadro 2 - Equações para determinar a altura através do dap.

Espécie	Equação	
Pinheiro bravo	$h = \frac{dap}{1,0643 + 0,0222 \, dap}$	[1]
Eucalipto	$h = \frac{dap}{0,6733 + 0,013 \, dap}$	[2]
<i>dap</i> – diâmetro à altura do peito (cm).		

Fonte: Tomé *et al.*, 2007

As parcelas que não pertencem ao IFN não foram inventariadas antes da ocorrência do fogo, pelo que se aplicou novamente a técnica de reconstituição de *reverse engineering*. Neste caso o uso desta técnica teve como objectivo fazer a reconstituição da parcela antes do incêndio.

No caso das parcelas de IFN encontraram-se alguns obstáculos: houve centros de parcelas que foram alterados em relação ao inventário antes do fogo (devido a problemas topográficos); o número de árvores é diferente antes e após o fogo e, uma vez que não existe as coordenadas da localização de cada árvore, não foi possível fazer a correspondência entre as mesmas. Dados estes factores optou-se por reconstituir todas as parcelas (incluindo as de IFN), sendo uma maneira de homogeneizar os dados e diminuir o erro de estimação.

Durante a ocorrência do incêndio os troncos das árvores perdem humidade reduzindo as suas dimensões, e a árvore apenas recupera estas perdas se sobreviver e continuar a desenvolver-se. No entanto, não existe bibliografia que fundamente este facto e, por isso, considerou-se que não houve alterações de diâmetro à altura do peito, nem perdas devido ao incêndio, nem ganhos devido ao crescimento da árvore caso tenha sobrevivido. Assim, reconstituiu-se apenas as alturas utilizando-se as equações do Manual de Inventário, à excepção do Eucalipto e do Pinheiro manso. No caso do Eucalipto utilizou-se a equação desenvolvida por Soares e Tomé (2002) uma vez que esta espécie é a única que tem uma equação publicada em artigo científico. Para o caso do Pinheiro manso utilizou-se a equação das árvores dispersas porque o número de árvores em cada parcela não era representativo para se calcular as variáveis ao nível do povoamento (quadro 1). As equações utilizadas apresentam-se no quadro 3.

Para estas equações foi necessário calcular a altura dominante e o diâmetro dominante. As árvores dominantes da parcela são as 100 árvores maiores por hectare, mas uma vez que a área das parcelas é muito menor, reportou-se o número de árvores à área das mesmas.

Quadro 3 - Equações para a estimação da altura da árvore.

Espécie	Equação
Pb OR	$h = hdom \left(1 + \left(0,0795 + 0,0211 \left(\frac{N}{1000} \right) \right) e^{0,0254 hdom} \right) \left(1 - e^{-1,1658 \frac{dap}{hdom}} \right) \quad [3]$

Ec	$h = hdom \left(1 + \left(0 - 10694 + 0,02916 \frac{N}{1000} - 0,00176 dmax \right) e^{0,0354 hdom} \right) \left(1 - e^{-1,81117 \frac{dap}{hdom}} \right)$	[4]
Sb	$h = hdom \cdot e^{\left(6,9375 + 7,0068 \frac{du}{dudom} - 2,415 hdom \right) \left(\frac{1}{du} - \frac{1}{dudom} \right)}$	[5]
Az	$h = hdom \left(1 - e^{\left(-3,01165 \frac{d}{ddom} \right)} \right)$	[6]
OQ OF	$\ln h = -0,21 + 0,623 \ln d + 0,73 \ln hdom - 0,368 \ln dg$	[7]
Pm	$h = \frac{d}{1,8104 + 0,0388d}$	[8]

Pb – Pinheiro bravo; OR – Outras Resinosas; Ec – Eucalipto; Sb – Sobreiro; Az – Azinheira; OQ – Outras quercíneas; OF – Outras Folhosas; Pm – Pinheiro manso; h – altura (m); hdom – altura dominante da parcela (m); N – densidade de árvores (ha⁻¹); dap – diâmetro à altura do peito (cm); dmax – diâmetro máximo registado na parcela (cm); du – diâmetro sem cortiça (cm); dudom – diâmetro sem cortiça dominante (cm); ddom – diâmetro dominante da parcela; dg – diâmetro quadrático médio (cm); ln – logaritmo natural.

Fonte: Tomé *et al.*, 2007

Em alguns casos a altura estimada era inferior à altura medida após o fogo e, uma vez que se admite que a árvore perdeu dimensões devido ao incêndio e que não teve tempo suficiente para recuperar de forma a ultrapassar a dimensão que possuía antes da ocorrência do mesmo, considerou-se a medida. Caso contrário considerou-se a estimada.

Os cálculos para o Sobreiro necessitam que se retire a espessura da cortiça. No entanto, dada a inexistência de medições da espessura da cortiça na realização do inventário, tornou-se necessário o seu cálculo. Neste registou-se apenas se são virgens (nunca foram descortiçadas) ou se são amadias. Na ausência de registos considerou-se que as árvores eram virgens, uma vez que estes casos eram de árvores isoladas e, portanto, não faz sentido efectuar o descortiçamento.

Para o caso das árvores com cortiça virgem existe uma equação para a determinação da sua espessura (equação 10), ao contrário das que possuem cortiça amadia. Para este último caso teve de se proceder a alguns cálculos (quadro 4). Utilizando o número de dias com precipitação e o número de dias com geada obteve-se o índice de crescimento da cortiça médio, ou a espessura acumulada por cada ano completo, para cada concelho (equação 11). Esta informação obteve-se através do cruzamento destes dados com a localização de cada parcela em ArcGIS 9.3. Depois calculou-se a espessura cozida em função da espessura em anos completos calculada anteriormente (equação 12) e depois

a espessura da cortiça no ano t na árvore. O valor obtido foi subtraído ao diâmetro à altura do peito medido no campo dando origem à variável du (equação 14).

Quadro 4 - Equações para determinar o diâmetro sem cortiça (du)

Equação		
Diâmetro sem cortiça (Virgens)	$du = -1,5276 + 0,8321dap$	[9]
Índice de Crescimento médio para cada concelho	$cgm = 16,0029 + 0,164 ndprec - 0,1115 ndgeada$	[10]
Espessura cozida em função da espessura em anos completos	$cttc = \frac{cgm * tc}{-0,1396 + 0,8459 tc}$	[11]
Espessura da cortiça (calibre) no ano t na árvore	$ct = \frac{cttc}{1,126}$	[12]
Diâmetro à altura do peito sem cortiça	$du = dap - 2 \frac{ct}{10}$	[13]

du – diâmetro sem cortiça à altura do peito (cm); dap – diâmetro à altura do peito (cm); cgm – índice de crescimento da cortiça médio para o concelho; $ndprec$ – número de dias com precipitação no concelho; $ndgeada$ – número de dias com geada no concelho; $cttc$ – calibre da cortiça em função da espessura em anos completos (mm); tc – número de anéis completos da cortiça (anos); ct - espessura da cortiça (calibre) no ano t na árvore (mm);

Fonte: Tomé *et al.*, 2007

Uma vez que se procedeu à reconstituição de todas as parcelas foi necessário aplicar uma percentagem de mortalidade às árvores antes do incêndio para simular a mortalidade natural que ocorre na parcela antes da sua ocorrência. A sua aplicação permite que não se sobrestime a mortalidade causada pelo fogo. Esta percentagem foi calculada através dos dados de inventário florestal nacional sendo diferente para cada espécie.

2.3 Tratamento dos dados

Uma vez encontradas as variáveis descritivas das árvores, procedeu-se ao cálculo de outras variáveis para integrarem os modelos. Para cada árvore foi calculada a área basal (g), o BAL e o volume (v), dependendo este último da espécie em causa (quadros 5 e 6). O BAL corresponde à soma das áreas basais das árvores maiores que a mesma nessa parcela. Em muitas parcelas haviam árvores com as mesmas dimensões (mesmo diâmetro

à altura do peito), e considerou-se essas árvores para o cálculo do BAL da árvore, porque as árvores do mesmo tamanho também contribuem para a competição.

Quadro 5 - Equação para a determinação da área basal e do BAL da árvore.

Equação	
Área basal (m ²)	$g = \frac{\pi}{4} \times \left(\frac{dap}{100}\right)^2$ [14]
π – pi; dap – diâmetro à altura do peito.	
Fonte: Tomé <i>et al.</i> , 2007	

Quadro 6 – Equações de volume por espécie.

Espécie	Equação
Pinheiro bravo Outras Resinosas	$v = 0,752 \left(\frac{dap}{100}\right)^{2,0706} h^{0,8031}$ [15]
Eucalipto	$v = 0,2105 \left(\frac{dap}{100}\right)^{1,8191} h^{1,0703}$ [16]
Sobreiro	$vu = 0,00046 du^{2,0302}$ [17]
Azinheira	$v = 0,000452 dap^{1,9783}$ [18]
Outras Quercíneas Outras Folhosas	$v = 0,0008011 (dap^2 h)^{0,922}$ [19]
Pinheiro manso	$v = 0,000094 dap^{1,9693} h^{0,653}$ [20]
v – volume da árvore (m ³); dap – diâmetro à altura do peito (cm); h – altura da árvore (m); vu – volume da árvore sem cortiça (m ³); du – diâmetro à altura do peito sem cortiça (cm).	
Fonte: Tomé <i>et al.</i> , 2007	

Estas variáveis permitiram o cálculo de outras variáveis ao nível do povoamento para fazerem parte dos modelos. Para cada parcela foi calculada a densidade (N), área basal (G) e volume (V) ao nível do povoamento, o diâmetro quadrático médio (dg), a média de diâmetros à altura do peito (Mdap), a média de alturas (Avh), os desvios padrão da altura (sh) e do diâmetro (sd), a proporção de cada espécie, a proporção de árvores mortas (PropM), um indicador de densidade (NLDensity) e um indicador da estrutura do povoamento (Structure) (quadros 7 e 8).

O NLDensity é uma variável que explica como os diâmetros estão distribuídos pela área basal do povoamento (G) (equação 27). Um valor de área basal mais elevado pode significar que há muitas árvores pequenas na parcela ou que há poucas árvores mas

grossas. Assim, quanto maior forem os diâmetros menor é o valor de NLDensity, e, para a mesma área basal, um valor desta variável baixo indica que existem mais árvores grossas na parcela, enquanto que para um valor mais elevado indica que a parcela é composta por árvores mais finas.

A variável Structure, neste caso, indica a variabilidade de dimensões que existe dentro da parcela (equação 28). Ou seja, tal como a variável anterior, indica se existe uma homogeneidade de dimensões dos indivíduos ou se existe uma diferença nítida de dimensões entre árvores maiores e mais pequenas. Esta variável pode ainda ser aplicada a povoamentos puros e regulares, explicando as variações de porte nestas condições.

Quadro 7 - Equações para determinar variáveis ao nível do povoamento.

Equação		
Densidade (ha ⁻¹)	$N = \frac{\sum n}{A} * 10\,000$	[21]
Área basal (m ² ha ⁻¹)	$G = \frac{\sum g}{A} * 10\,000$	[22]
Volume (m ³ ha ⁻¹)	$V = \frac{\sum v}{A} * 10\,000$	[23]
Diâmetro quadrático médio (cm)	$dg = \sqrt{\frac{\sum dap^2}{N}}$	[24]
n – número de árvores em cada parcela; g – área basal de cada árvore em cada parcela (m ²); v – volume de cada árvore em cada parcela (m ³); A – área de cada parcela (m ²), dap – diâmetro à altura do peito (cm).		

Quadro 8 - Equações para determinar variáveis do povoamento.

Equação		
Proporção de árvores mortas	$PropM = \frac{NMPF - NMAF}{N}$	[25]
Indicador de densidade	$NLDensity = \frac{G}{(dg + 0,01)}$	[26]
Indicador da estrutura	$Structure = \frac{sd}{(dg + 0,01)}$	[27]
NMPF – número de árvores mortas após a ocorrência do fogo; NMAF – número de árvores mortas antes da ocorrência do fogo; N – densidade da parcela (ha ⁻¹); G – área basal da parcela (m ² ha ⁻¹); dg – diâmetro quadrático		

médio da parcela (cm); sd – desvio padrão dos diâmetros para cada parcela.

Fonte: González, *et al.* 2007

2.4 Breve análise aos dados

Existe uma nítida diferença em algumas das variáveis entre as parcelas onde ocorreu mortalidade e nas que não ocorreu (quadro 9). A densidade de árvores é maior nas parcelas onde se registou o evento. Nas parcelas onde se registou mortalidade o diâmetro quadrático médio e a altura média das árvores é mais reduzido que nas parcelas onde não se registou, ou seja, os indivíduos apresentam menores dimensões. Também se observou uma diferença na estrutura das parcelas, havendo maior irregularidade nas parcelas onde se registou mortas.

Quadro 9 - Estatísticas básicas das variáveis utilizadas para a parcela.

Valores para as parcelas onde não ocorreu mortalidade (n = 88)				
	Máximo	Média	Mínimo	Variância
Altitude	931	277,75	0	60437,61
Declive	32	12,02	0	54,14
Exposição	358	154,22	0	11300,49
Densidade	1811	374	20	172020,77
Área basal	33,176	7,052	0,077	58,85
Volume	350,403	55,385	0,247	5047,99
Diâmetro quadrático				
médio	45,09	20,96	6,03	172,47
Média de dap	73,36	18,36	7	148,217
Média de alturas	21,90	11,46	3,47	19,80
Desvio padrão de				
dap	19,80	4,37	0	19,31
Desvio padrão de				
alturas	6,53	1,96	0	2,89
NLDensity	3,397	0,615	0	0,67
Structure	1,132	0,305	0	0,08
Valores apenas para as parcelas onde ocorreu mortalidade (n =153)				
	Máximo	Média	Mínimo	Variância
Altitude	940	301,97	0	36573,88
Declive	32	12,19	0	57,74

Exposição	350	170,60	0	11408,52
Densidade	1539	381	20	124610,84
Área basal	38,158	7,114	0,077	61,83
Volume	421,550	53,544	0,178	5320,41
Diâmetro quadrático				
médio	45,09	16,21	5,14	107,39
Média de dap	38,03	14,20	2,92	39,41
Média de alturas	22,70	9,86	3,49	15,97
Desvio padrão de				
dap	26,02	5,13	0	19,57
Desvio padrão de				
alturas	6,96	2,39	0	3,21
NLDensity	3,781	0,750	0,002	0,82
Structure	1,543	0,445	0	0,14

A maioria das parcelas apresenta uma densidade muito reduzida, tendo-se registado poucas parcelas com muitas árvores (figura 6).

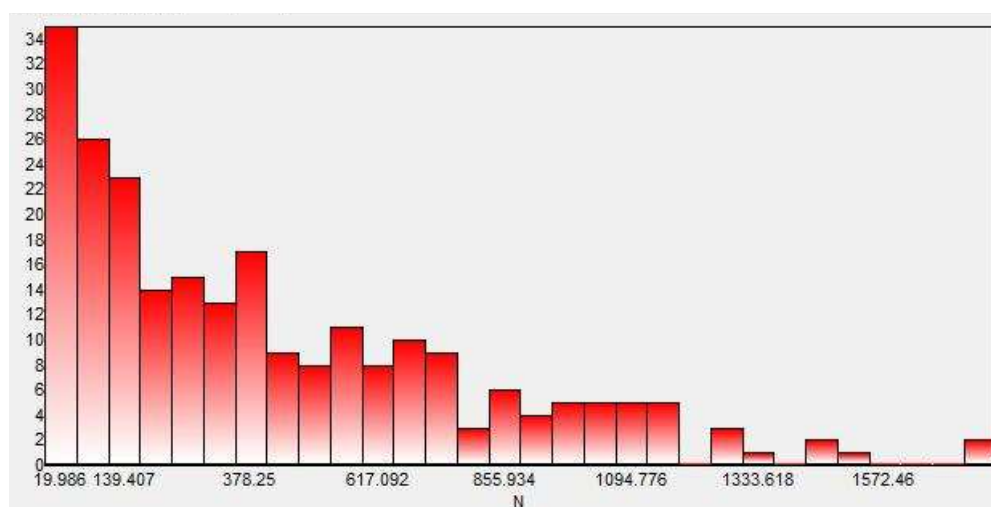


Figura 6 - Histograma de frequências da densidade da parcela (N).

Relativamente à área basal do povoamento (G) registou-se o mesmo comportamento – muitas parcelas com áreas basais reduzidas (figura 7). No entanto, o mesmo comportamento não implica que traduza a mesma estrutura das parcelas.

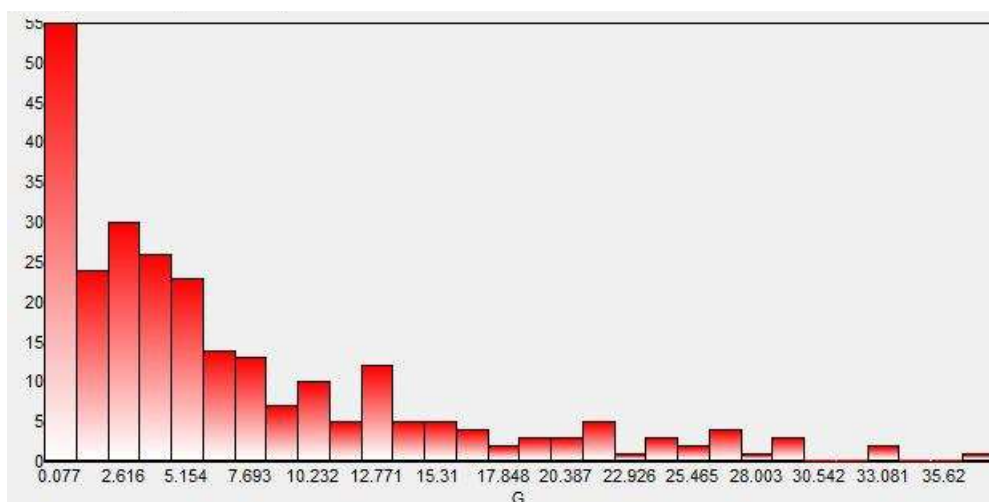


Figura 7 - Histograma de frequências da área basal do povoamento (G).

Como referido anteriormente, a área basal do povoamento pode estar distribuída por muitas árvores pequenas ou poucas árvores de maiores dimensões (ou seja, maior diâmetro à altura do peito). Os valores de NLDensity registados são na sua maioria reduzidos (figura 8) que significa que, na maioria das parcelas, que a área basal do povoamento está distribuída por poucas árvores, mas grossas.

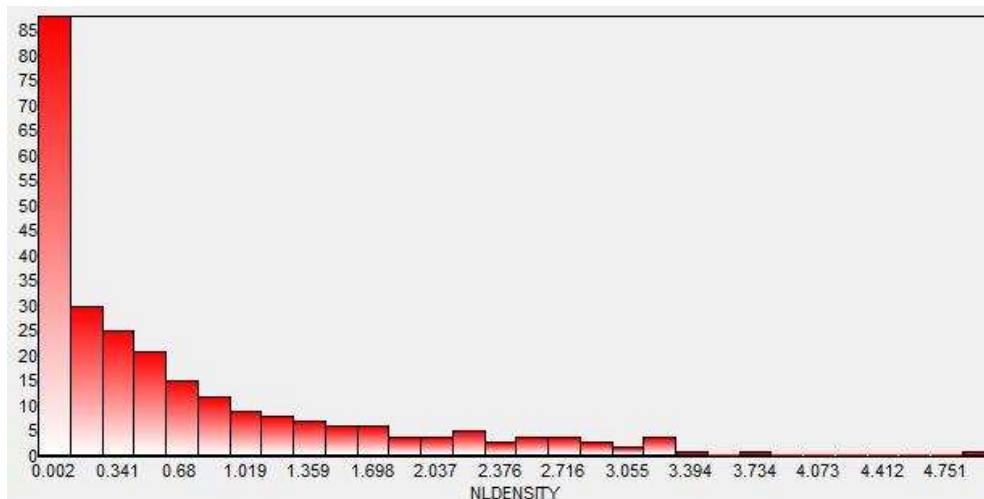


Figura 8 - Histograma de frequências de NLDensity.

Também se registou diferenças nas variáveis da árvore entre as parcelas onde ocorreu o evento e onde não ocorreu para cada espécie (quadro 10). As árvores de quercíneas, Pinheiro bravo, Pinheiro manso e outras Resinosas que morreram no incêndio apresentam diâmetro à altura do peito inferior às que morreram. As outras Folhosas e a

Azinheira não apresentam diferenças significativas entre os dois estados da árvore após o fogo. Apenas o Eucalipto apresenta diâmetros maiores para as árvores que morreram.

Quadro 10 - Valores médios de dap, h, g e BAL, e respectiva variância.

		dap		h		g		BAL	
		Média	Variância	Média	Variância	Média	Variância	Média	Variância
Azinheira	V	16,82	88,15	5,09	0,86	0,02880	0,00118	0,19119	0,01348
	M	17,35	319,41	4,53	3,70	0,04643	0,00906	0,09159	0,00837
Eucalipto	V	7,47	86,63	7,42	70,34	0,01117	0,00058	0,20353	0,02116
	M	9,95	11,59	12,11	13,63	0,00869	0,00007	0,23578	0,04394
Outras Folhosas	V	10,88	12,69	6,92	2,06	0,01026	0,00006	0,36827	0,06059
	M	10,19	11,90	5,97	2,35	0,00907	0,00006	0,24964	0,05768
Outras Resinosas	V	25,09	335,09	15,09	48,29	0,07337	0,00885	0,43416	0,11128
	M	13,40	20,80	9,79	1,34	0,01541	0,00012	0,33910	0,14072
Pinheiro bravo	V	17,15	102,83	12,43	38,34	0,03114	0,00110	0,42583	0,11824
	M	14,63	56,34	11,09	16,43	0,02124	0,00051	0,37037	0,10617
Pinheiro manso	V	31,23	149,57	17,45	39,03	0,08666	0,00326	0,56432	0,22789
	M	13,70	43,11	7,22	4,98	0,01728	0,00026	0,31078	0,06315
Quercíneas	V	12,21	20,42	8,61	4,96	0,01328	0,00011	0,36142	0,07333
	M	10,09	8,45	7,25	2,69	0,00864	0,00003	0,32764	0,10975
Sobreiro	V	20,01	169,40	6,72	4,59	0,04453	0,00330	0,40548	0,09920
	M	17,53	227,71	6,34	4,21	0,04164	0,00440	0,25687	0,05492

Estado da árvore: V- viva; M – morta.

Nenhuma das variáveis apresenta uma distribuição normal, e o mesmo verifica-se para a variável resposta (Figura 9) que apresenta essencialmente valores extremos, 0 e 100% de mortalidade na parcela.

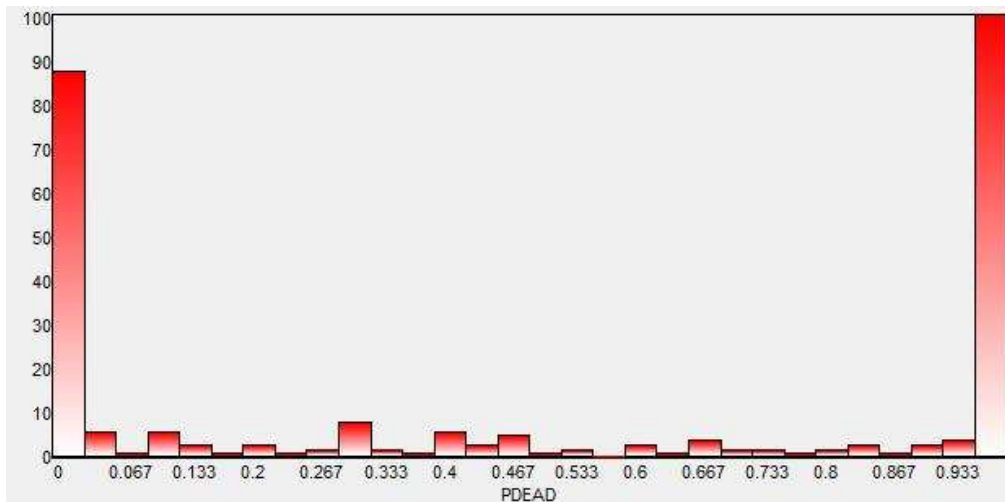


Figura 9 - Histograma de frequências da variável dependente (Pdead).

A regressão logística aplica a seguinte transformação à variável dependente:

$$\circ \text{ Logit } (pdead) = \ln\left(\frac{pdead}{1-pdead}\right) = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_ix_i \quad [28]$$

Aplicou-se a transformação Logit a Pdead. Para isso foi necessário transformar os valores 0 e 1 da variável observada, respectivamente, em 0,0001 e 0,9999. Apesar de esta transformação apresentar ainda muitos valores extremos (Figura 10), entre as duas é a que se aproxima mais de uma distribuição normal.

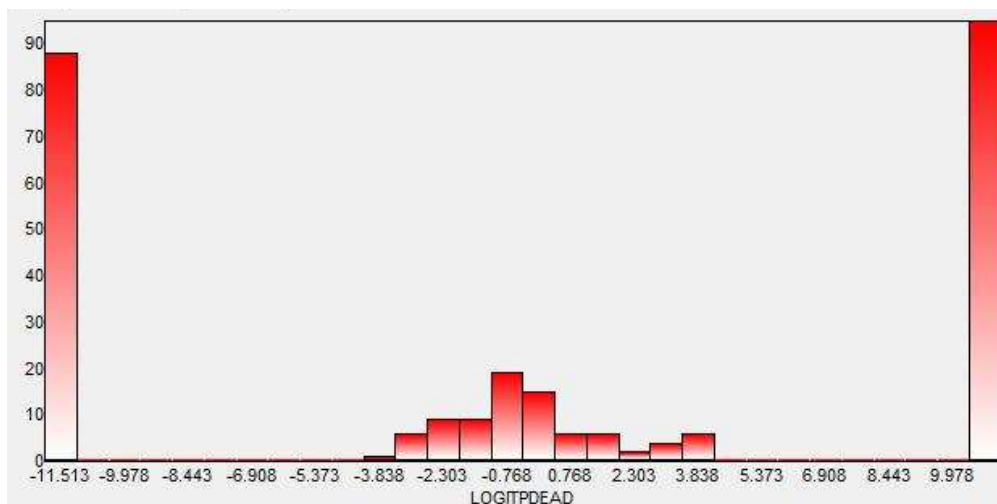


Figura 10 - Histograma de frequências da transformação Logit à variável dependente.

Nenhuma variável de input apresenta uma relação directa com a variável dependente e a sua transformação Logit (figura 11).

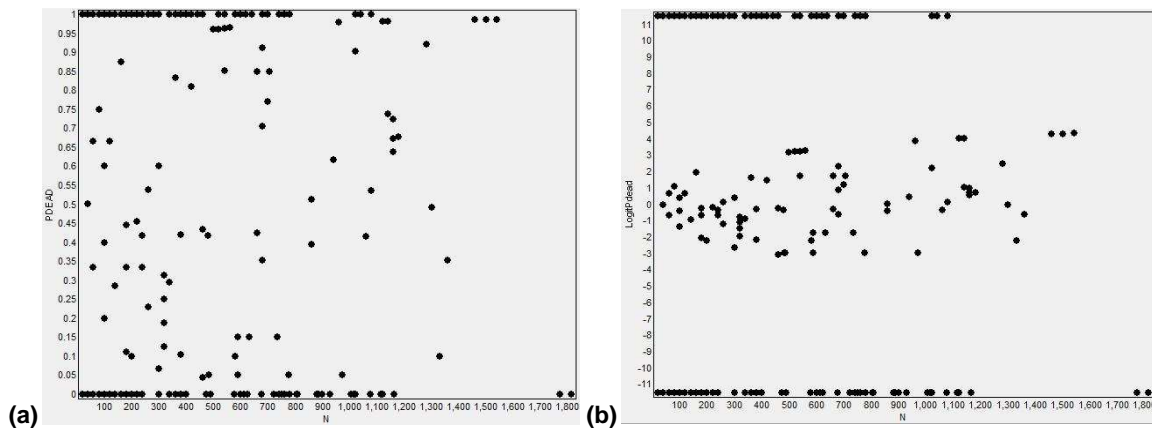


Figura 11 – Exemplo da variação das variáveis, neste caso da densidade, com a variável dependente (a) e com a transformação Logit (b).

2.5 Desenvolvimento dos modelos

O método utilizado para modelar a mortalidade que se observa devido à ocorrência de um incêndio florestal foi a regressão logística. Esta permite ajustar um modelo aos dados de *input*, com uma variável resposta dicotômica ou não, através do método da máxima verossimilhança (*maximum likelihood*) para estimar os seus parâmetros (Hosmer e Lemeshow, 2000). O resultado é uma probabilidade de ocorrência do evento e tem a seguinte forma:

$$P = \frac{1}{1 + \exp^{-(b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_ix_i)}} \quad [29]$$

onde P é a probabilidade do evento ocorrer, x_i 's correspondem às variáveis independentes que entram no modelos, e b_i 's são os respectivos coeficientes ajustados. A variável resposta, quando dicotômica, toma os valores 1 ou 0 consoante a presença ou ausência, respectivamente, do evento.

Optou-se por modelar o dano causado na parcela em três passos. O primeiro modelo desenvolvido aplica-se às parcelas e identifica aquelas onde ocorreu mortalidade. O segundo modelo é aplicado apenas às parcelas onde se verificou que ocorreu mortalidade e dá-nos a proporção de árvores mortas em cada uma. O terceiro modelo é aplicado às árvores e indica a mortalidade individual de cada árvore, ou seja, se a árvore morreu ou não.

O modelo que mais se ajusta aos dados é alcançado com testes da razão de verossimilhanças aplicados aos coeficientes das variáveis independentes para determinar os mais significativos.

A análise qualitativa do modelo pode ser feita, por exemplo, através da análise de concordância e da razão de probabilidades (odd ratio) (Carvalho, 1999). A razão de

probabilidades mostra como cada variável influência o resultado aumentando uma unidade da variável independente.

Para os modelos cuja variável resposta é dicotômica (1º e 3º modelos) é necessário ainda definir o valor limite (*cut-off*) a partir do qual se considera que ocorreu o evento ou não. Existem vários métodos para encontrar este valor como Crecente-Campo *et al.* (2009) refere. Um destes é encontra-lo através da sensibilidade e da especificidade fornecidas nas tabelas de classificação. A sensibilidade é a proporção de sucessos que são preditos como ocorrências e a especificidade é a proporção de insucessos que são preditos como não ocorrências. As tabelas fornecem para cada valor de probabilidade as estatísticas especificidade e sensibilidade, e selecciona-se o valor limite que maximize estas duas estatísticas. Se for superior a esse valor ocorreu o evento, se for inferior, não ocorreu. Estas probabilidades graficamente fornecem a curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*). A área abaixo desta curva, é dada por *c*, que varia entre 0 e 1 e fornece uma medida da capacidade do modelo para explicar os dados. Para realizar este procedimento utilizou-se o *Proc Logistic Procedure* do software SAS 9.1 (SAS Institute) e na construção dos modelos teve-se em conta o sentido biológico dos parâmetros e só depois o ajuste estatístico.

As variáveis utilizadas para os modelos são as medidas no campo e as calculadas posteriormente através das equações referidas. Na sua grande maioria são variáveis contínuas, sendo apenas a espécie, a posição da árvore na estrutura vertical e a forma do declive categóricas.

2.5.1 Modelo de ocorrência de mortalidade na parcela

Neste primeiro modelo criou-se uma variável binária que apenas toma valores 0, se não se registou mortalidade em nenhuma árvores da parcela (ausência do evento), e 1, se ocorreu mortalidade em pelo menos uma árvore da parcela (presença do evento), que se utilizou como variável dependente. Utilizou-se as variáveis relativas à parcela recolhidas no campo (por exemplo: declive) e as variáveis calculadas anteriormente para a parcela (por exemplo: densidade da parcela) para integrarem o modelo. Primeiramente, recorreu-se ao procedimento de selecção de variáveis passo a passo (*Stepwise*), no entanto, uma vez que as variáveis que o compunham não tinham sentido ecológico significativo, efectuou-se todas as combinações de variáveis da parcela para encontrar um modelo que se adequasse aos dados. Estas apresentam apenas algumas restrições em relação a variáveis que traduzem a mesma característica do povoamento para evitar ter modelos que traduzam a mortalidade apenas em função de um único aspecto, por exemplo uns em função da estrutura do povoamento, e outros em função da densidade.

Foi necessário ainda agrupar as variáveis relativas à composição da parcela de espécies, uma vez que quando trabalhadas separadas não se revelaram significativas.

Separaram-se em Folhosas e Resinosas, uma vez que os dois grupos de espécies têm comportamentos diferentes quando deparadas com o fogo. Separou-se ainda outra classe pertencente ao Eucalipto, sendo uma folhosa com um comportamento ligeiramente diferente das restantes. Estas entram no modelo como a proporção da espécie na parcela.

2.5.2 Modelo da intensidade da mortalidade na parcela

Para este segundo modelo a variável dependente corresponde à proporção de árvores mortas em cada parcela. Varia entre 0 e 1, em que 1 significa que todas as árvores da parcela morreram. Esta variável nunca toma o valor 0 uma vez que tem os dados das parcelas onde ocorreu mortalidade. As variáveis utilizadas para a constituição do modelo foram as mesmas do modelo anterior.

Também aqui se utilizou o *Stepwise* mas as variáveis não tinham o sentido ecológico pretendido, e optou-se por fazer novamente todas as combinações de variáveis da parcela. Em qualquer destas combinações é obrigatória a presença da proporção de cada espécie e o agrupamento de espécies, que foi feito de forma equivalente ao modelo anterior.

2.5.3 Modelo da ocorrência de mortalidade na árvore

Tal como no primeiro modelo, aqui a variável resposta também toma valores 0 e 1, caso a árvore tenha sobrevivido ou não, respectivamente. Correu-se o *Stepwise* mas, tal como anteriormente, este não se mostrou satisfatório, ou seja, os coeficientes do modelo não traduziram um comportamento coerente com a ocorrência do fogo. Portanto teve de se recorrer novamente a combinações das variáveis, mas desta vez com variáveis biométricas das árvores. Em todas as combinações estavam presentes a espécie e a proporção de árvores mortas observada na parcela. Também aqui se trabalhou com agrupamentos de espécies, umas porque não tinham observações suficientes para serem analisadas em separado (por exemplo o Pinheiro manso), e outras porque o comportamento é muito semelhante a outras (por exemplo as Quercíneas). Utilizou-se assim quatro agrupamentos: Quercíneas, Eucalipto, outras Folhosas e Resinosas (Quadro 11).

Quadro 11 - Agrupamento de espécies para o modelo da ocorrência de mortalidade na árvore.

Espécie	nº de árvores	nº de árvores mortas
Eucalipto	1131	770
Outras Folhosas	80	43
Quercíneas	231	111
Outras Resinosas	1303	990

3. Resultados

3.1 Modelo de ocorrência de mortalidade na parcela

O modelo que prevê se ocorre mortalidade na parcela ou não, é o que se mostra na equação 30.

$$P = \frac{1}{1 + e^{-(\beta_0 + \beta_1 .P_{Fol} + \beta_2 .P_{Res} + \beta_3 .G + \beta_4 .NLDensity + \beta_5 .Structure)}} \quad [30]$$

O modelo indica que quanto maior a área basal do povoamento (G) menor é a probabilidade de ocorrer mortalidade. Indica ainda que o dano aumenta com NLDensity e Structure, uma vez que as árvores são mais finas no primeiro caso, e porque a irregularidade de dimensões do povoamento é maior. Não foi estimado um valor para o coeficiente da proporção de Eucalipto, porque as três proporções de espécies complementam-se, ou seja, a presença do Eucalipto é contabilizada por $1 - [P_{Fol} + P_{Res}]$. Assim o modelo indica que na presença de Resinosas há maior probabilidade de ocorrer mortalidade, seguida das Folhosas, e o Eucalipto é aquela que apresenta menor probabilidade de ocorrer incêndio quando o povoamento é constituído pela mesma (quadro 12; anexo 2).

Quadro 12 - Parâmetros e testes do modelo de ocorrência de mortalidade na parcela.

Parâmetros	Graus de liberdade	Coeficiente	Erro padrão	Wald χ^2	$p > \chi^2$
β_0	1	-0,7882	0,3252	5,8753	0,0154
β_1	1	1,1079	0,467	5,6273	0,0177
β_2	1	2,1698	0,4192	26,7865	< 0,0001
β_3	1	-0,5553	0,1264	19,2979	< 0,0001
β_4	1	4,328	1,1765	13,5323	0,0002
β_5	1	3,2549	0,8187	15,8073	< 0,0001

Neste modelo o nível de significância de todas as variáveis foi $p < 0,05$. As que mais influência produzem na variável resposta são NLDensity e a Structure. A percentagem de concordância do modelo é de 82 e a de discordância é de 17,8. O Valor limite encontrado a partir do qual se define que ocorre mortalidade ou não é 0,64 (figura 12; anexo 3).

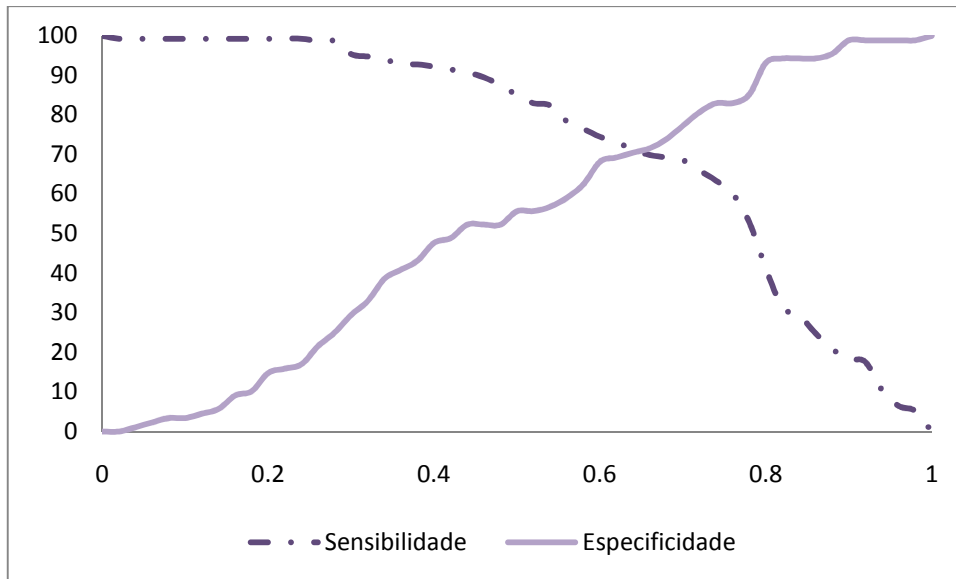


Figura 12 - Variação da Sensibilidade e da Especificidade para o modelo de ocorrência de incêndio.

A curva ROC obteve um valor de $c = 0,831$ (Figura 13).

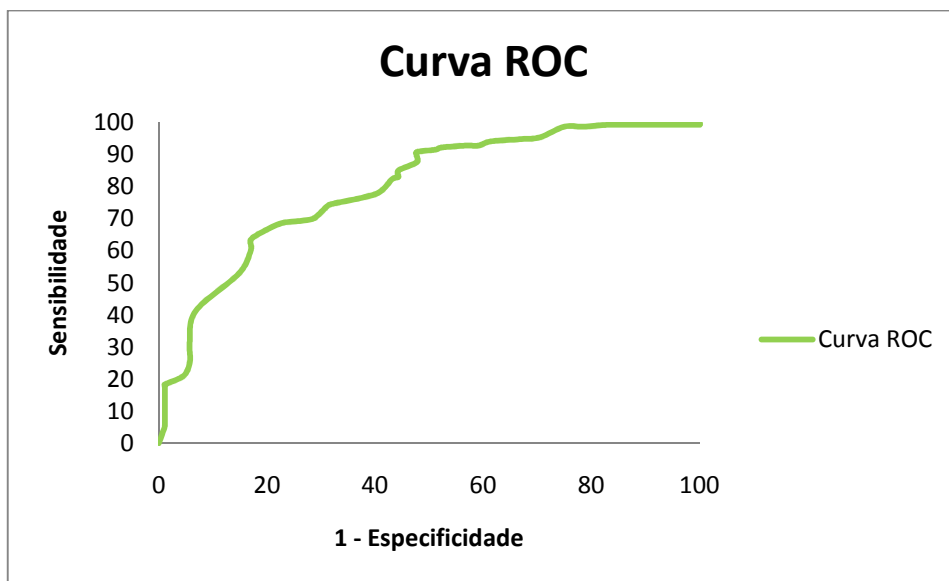


Figura 13 - Curva ROC do modelo de ocorrência de mortalidade na parcela.

3.2 Modelo da intensidade da mortalidade na parcela

O modelo que dá a proporção de árvores mortas na parcela é o que se mostra na equação 31.

$$P = \frac{1}{1 + e^{-(\beta_0 + \beta_1 \text{Slope} + \beta_2 \text{Altitude} + \beta_3 \text{P}_\text{Fol} + \beta_4 \text{P}_\text{EG} + \beta_5 \text{MDap})}} \quad [31]$$

Este modelo indica que maior Declive e maior Altitude aumentam o dano causado pelo fogo na parcela. Pelo contrário, um aumento da média do diâmetro à altura do peito diminui a probabilidade de incêndio. Em relação às espécies mostra que a presença de folhosas diminui a probabilidade de mortas, seguindo-se a presença do Eucalipto, e por fim as resinosas, isto é, numa parcela de resinosas a probabilidade de ocorrência de mortalidade é maior (quadro 13; anexo 4).

Quadro 13 - Parâmetros e testes do modelo de intensidade da mortalidade na parcela.

Parâmetros	Graus de liberdade	Coeficiente	Erro padrão	Wald χ^2	$p > \chi^2$
β_0	1	0,3579	0,0392	83,4342	<0,0001
β_1	1	0,0525	0,00134	1528,775	<0,0001
β_2	1	0,00175	0,000061	825,0653	<0,0001
β_3	1	-1,3872	0,0361	1480,634	<0,0001
β_4	1	-0,1361	0,0258	27,9092	<0,0001
β_5	1	-0,0393	0,00189	435,0685	<0,0001

O nível de significância de todas as variáveis foi de $p < 0,0001$. Nenhuma das variáveis que fazem parte do modelo sobressai na variação da proporção de árvores mortas, ou seja, nenhuma das variáveis influencia mais que as outras a variável resposta (pela análise dos *odd ratio*).

O modelo obteve um c de 0,684 (Figura 14) e uma percentagem de concordância de 67,8 e de discordância de 31,1.

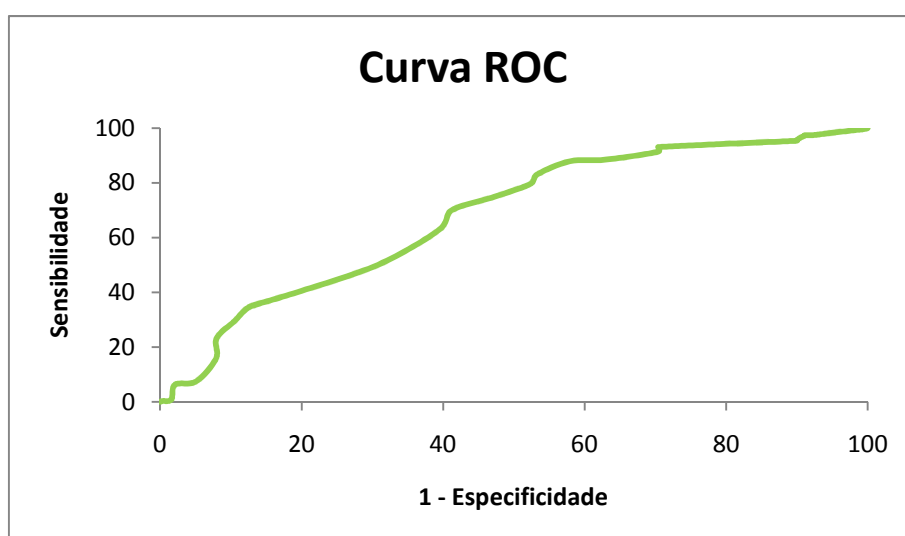


Figura 14 - Curva ROC do modelo que estima a intensidade da mortalidade na parcela.

3.3 Modelo de ocorrência de mortalidade da árvore

O modelo que indica se a árvore morre ou não mostra-se na equação 32.

$$P = \frac{1}{1 + e^{-(\beta_0 + \beta_1 .Ec + \beta_2 .OF + \beta_3 .Querc + \beta_4 .dap + \beta_5 .Structure + \beta_6 .pdead)}} \quad [32]$$

O modelo indica que quanto maior for o diâmetro à altura do peito da árvore menor é o dano. Indica também que o dano aumenta com a Structure, ou seja, com a irregularidade do povoamento. Tem ainda como variável a proporção de árvores mortas no povoamento (pdead) que indica que quanto maior a intensidade do dano na parcela, maior a probabilidade da árvore morrer. Indica que as folhosas têm uma maior probabilidade de sobreviver que o Eucalipto, e este mais elevada que as Resinosas (quadro 14; anexo 5).

Quadro 14 – Parâmetros e testes do modelo de ocorrência de mortalidade da árvore.

Parametros	Graus de liberdade	Coeficiente	Erro padrão	Wald χ^2	$p > \chi^2$
β_0	1	-3,3597	0.2745	33.2934	0.0001
β_1	1	-0,8559	0.1681	5.2598	0.0218
β_2	1	-1,4723	0.4096	19.921	0.0001
β_3	1	-0,4332	0.2601	6.1628	0.013
β_4	1	-6,8711	0.0116	97.5162	0.0001
β_5	1	0,5538	0.2212	11.8177	0.0006
β_6	1	7,7879	0.3004	569.1807	0.0001

Aqui o valor limite (cut-off) também foi determinado pelas probabilidades de sensibilidade e de especificidade, sendo 0,73 o valor de probabilidade quando estas se cruzam (Figura 15; anexo 6).

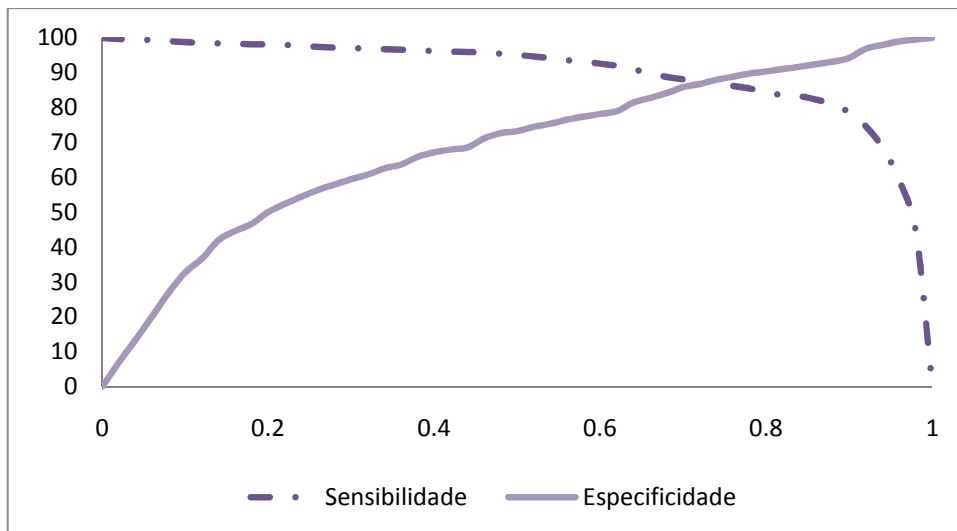


Figura 15 - Variação das estatísticas Sensibilidade e Especificidade do modelo que determina se a árvore morreu ou não.

As variáveis mostraram-se todas significativas a $p < 0,05$. A proporção de árvores mortas influencia grandemente a variável resposta. A variável Structure influencia também a probabilidade da árvore morrer mais que as outras variáveis.

Apresenta um c de 0,947 (Figura 16) e tem uma percentagem de concordância de 94,7 e de discordância de 5,2.

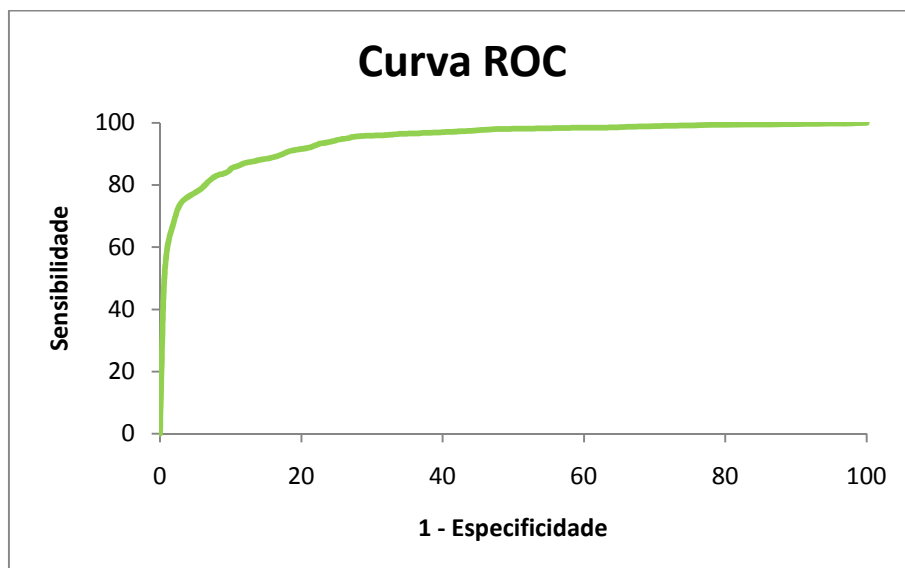


Figura 16 - Curva ROC do modelo que determina se a árvore morre ou não.

3.4 Aplicação dos modelos

Para examinar mais pormenorizadamente o comportamento da variável resposta efectuaram-se alguns estudos de aplicabilidade aos modelos obtidos.

3.4.1 Modelo que estima se ocorre mortalidade na parcela

O modelo que determina se ocorre mortalidade na parcela apresenta o mesmo comportamento para os três agrupamentos de espécies (figura 17). Fez-se variar a área basal do povoamento e NLDensity, variável que indica a distribuição da área basal pelos diâmetros das árvores, e fixando o valor de Structure, variável que indica a irregularidade de dimensões do povoamento. Para valores reduzidos de NLDensity e elevados de área basal a probabilidade de ocorrer mortalidade é muito reduzida e aumenta quando estes valores se alteram.

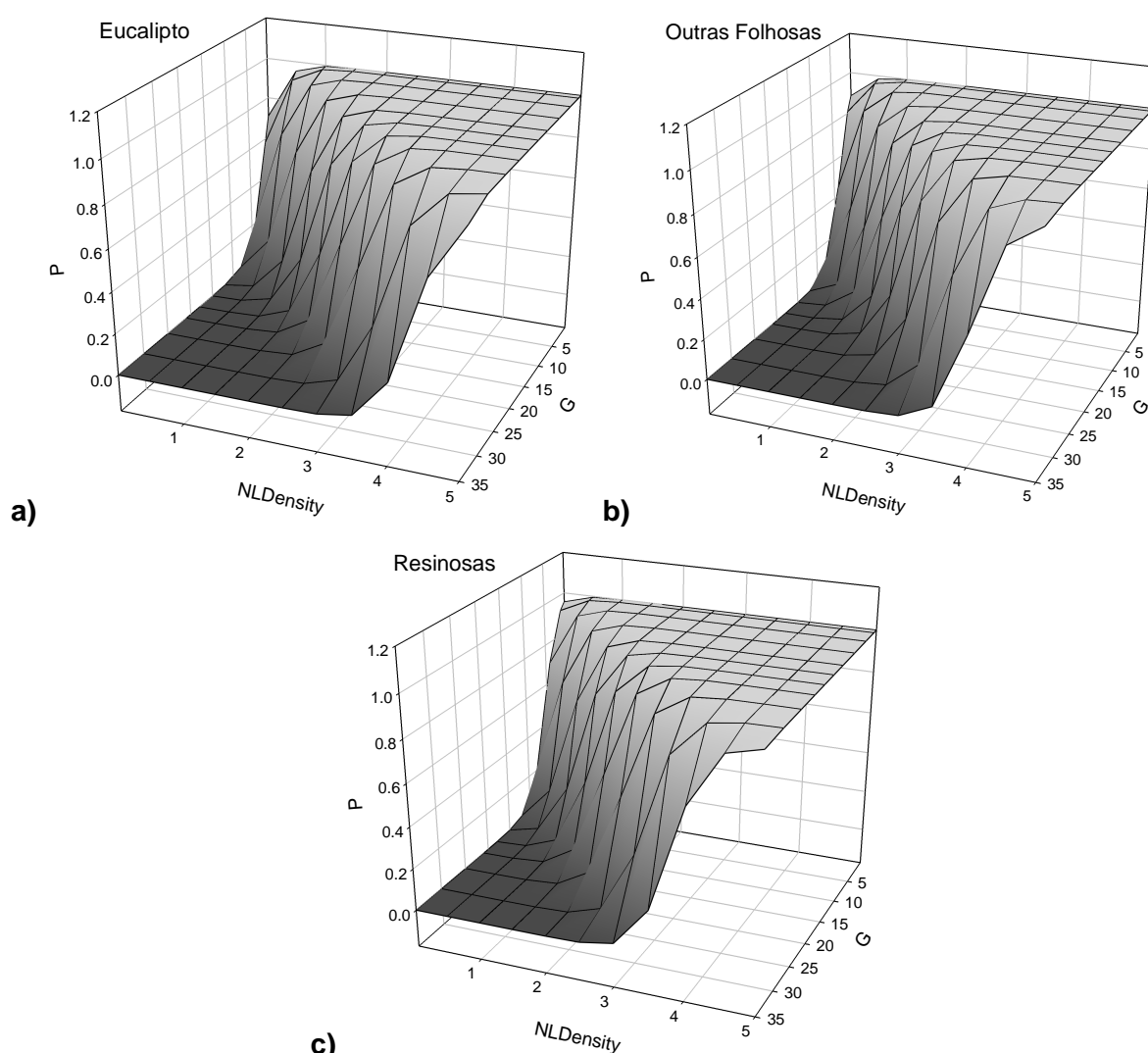


Figura 17 - Variação da probabilidade de ocorrer mortalidade com a área basal e NLDensity para: a) Eucalypto; b) Outras Folhosas; c) Resinosas.

É de notar que a espécie presente também influencia a probabilidade, uma vez que para valores relativamente baixos de NLDensity e altos de área basal do povoamento a probabilidade de ocorrer o evento é superior em relação aos outros dois agrupamentos, para os mesmos valores (figura 17).

3.4.2 Modelo que estima a proporção de árvores mortas na parcela

O modelo que estima a proporção de árvores mortas na parcela não apresenta o mesmo comportamento para os três agrupamentos de espécies (figura 18). Fazendo variar o declive e a média dos diâmetros à altura do peito da parcela (MDap), e fixando a altitude a 300 m, a proporção aumenta com o declive e diminui com a média dos diâmetros. A proporção diminui quando estes valores se alteram.

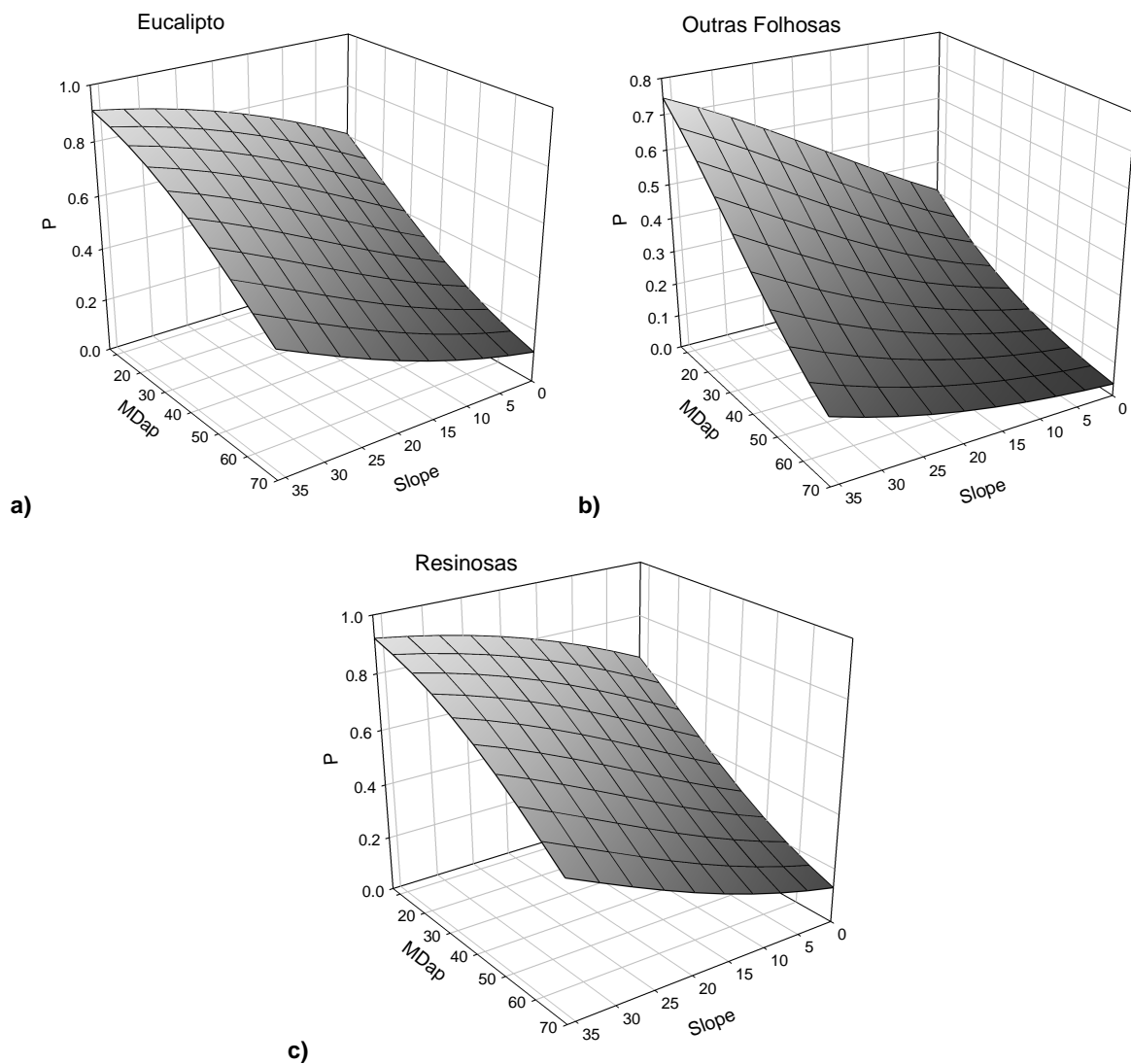


Figura 18 - Variação da proporção de árvores mortas com o declive e a média dos diâmetros para: a) Eucalipto; b) Outras Folhosas; c) Resinosas.

As outras Folhosas apresentam um comportamento diferente em relação ao Eucalipto e às Resinosas, apresentando-se como menos susceptíveis ao fogo (figura 19).

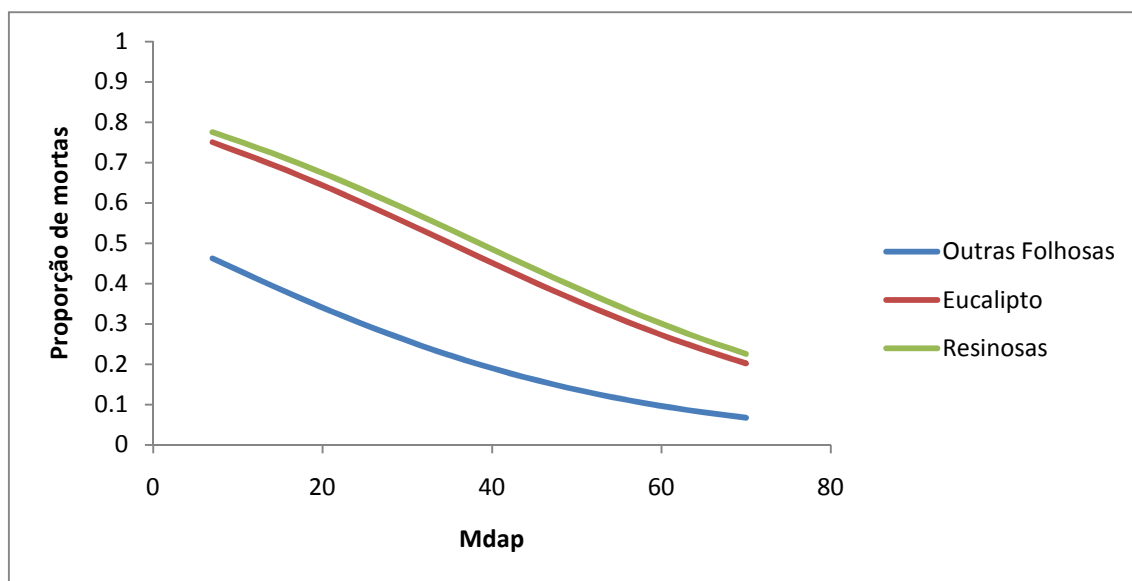


Figura 19 - Variação da proporção de árvores mortas com a média de diâmetros.

A presença de folhosas na parcela diminui a intensidade do dano causado pelo fogo (figura 20). Parcelas apenas com Eucalipto e Resinosas têm uma proporção de árvores mortas superior.

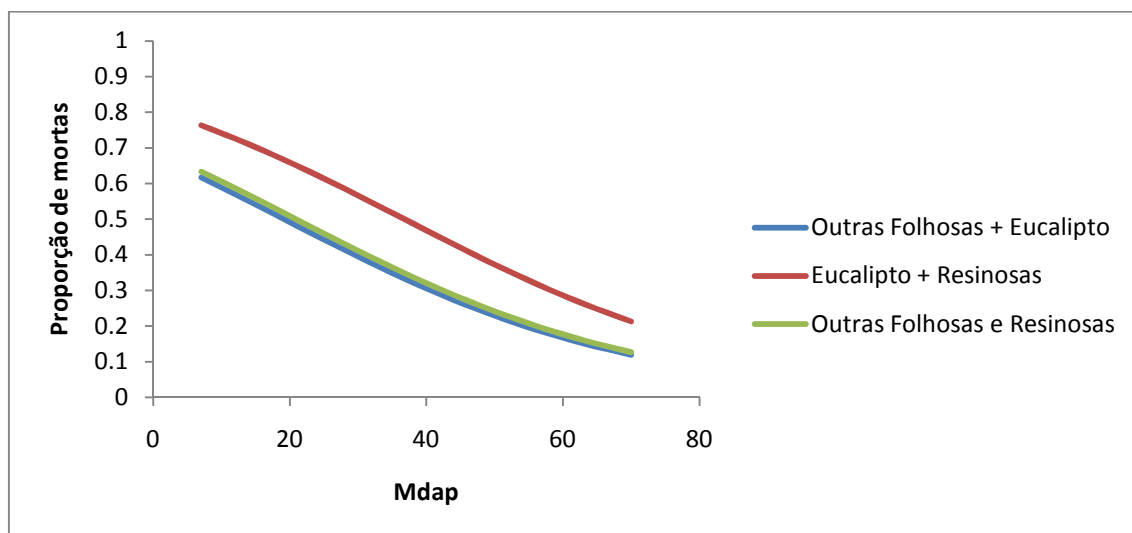


Figura 20 - Variação da proporção de árvores mortas com a média de diâmetros para parcelas mistas.

3.4.3 Modelo que define se a árvore morre

A proporção de árvores mortas influencia grandemente a probabilidade da árvore morrer para todas as espécies (figura 21). Relativamente às espécies, as outras Folhosas destacam-se por ter menor probabilidade que os outros agrupamentos de espécies estudados. E, mais uma vez, as Resinosas apresentam-se como as mais susceptíveis a morrer devido à ocorrência do incêndio.

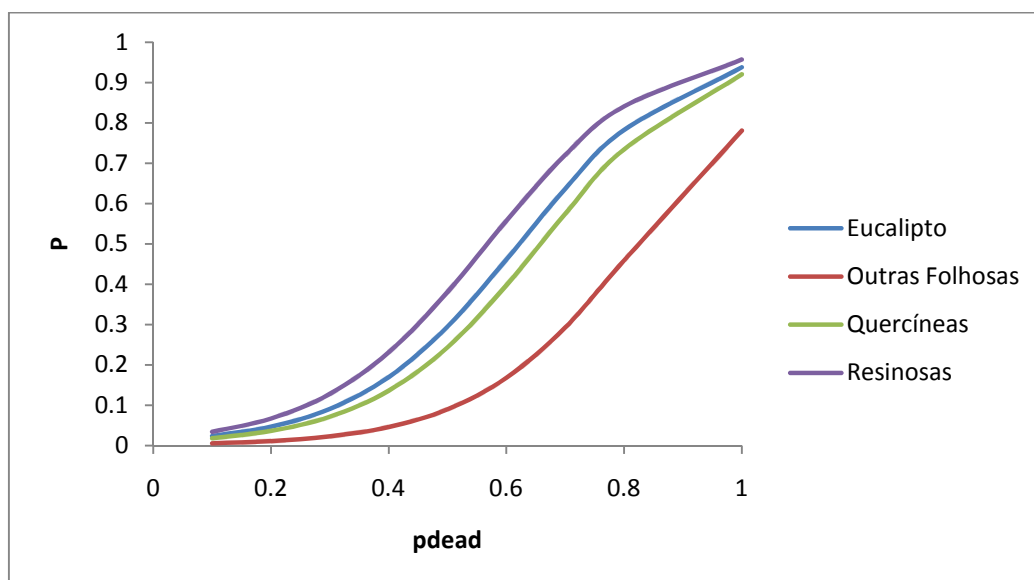


Figura 21 - Variação da probabilidade da árvore morrer com a proporção de árvores mortas na parcela para cada espécie.

Quanto maior for a irregularidade do povoamento maior é a probabilidade da árvore morrer, e quanto maior for o diâmetro à altura do peito maior é a probabilidade de sobreviver, para todas as espécies (figura 22).

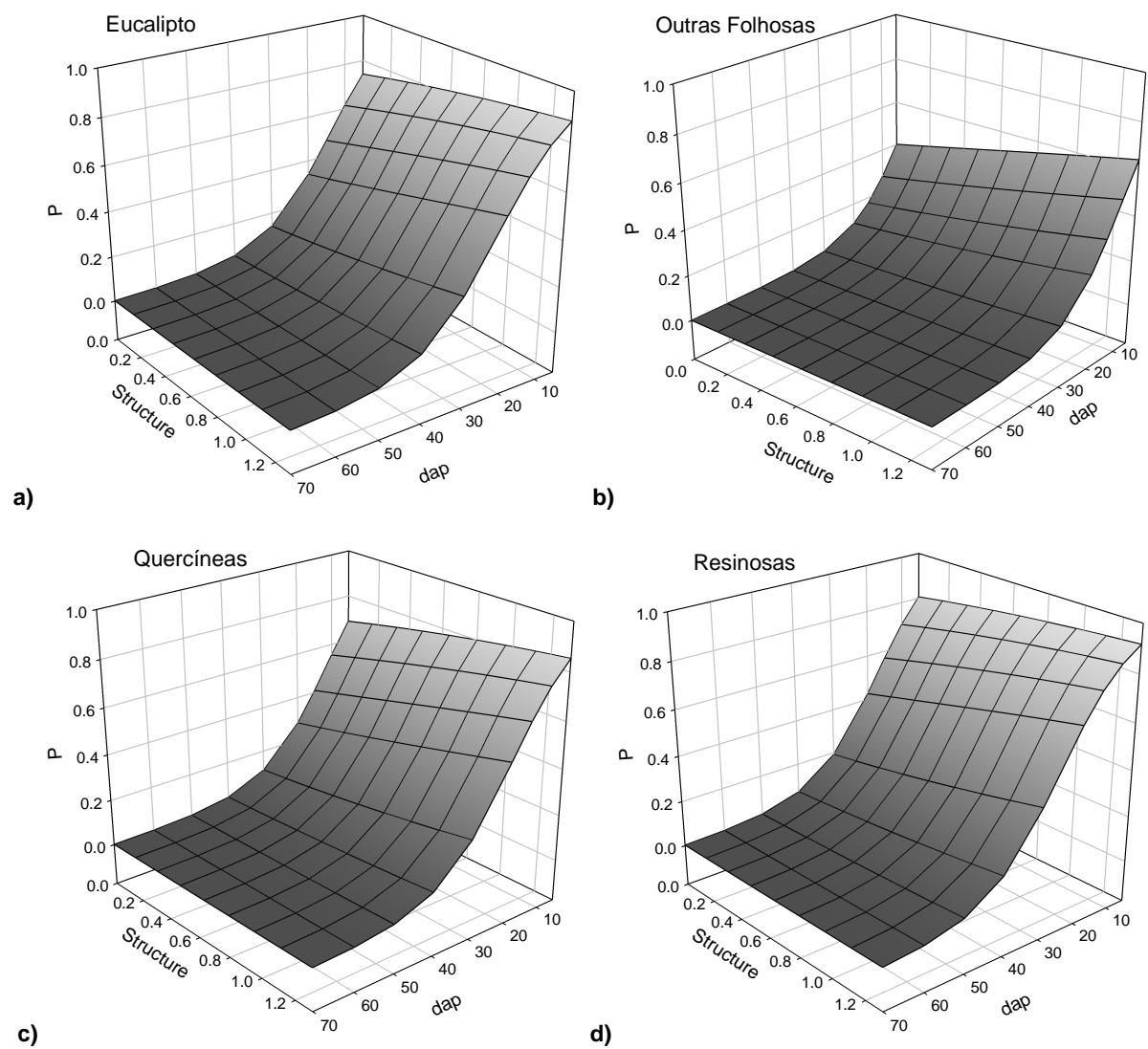


Figura 22 - Variação da probabilidade da árvore morrer em função do dap e da Structure para: a) Eucalypto; b) outras Folhosas; c) Quercíneas; e d) Resinosas.

4. Discussão e Conclusão

Neste trabalho propôs-se desenvolver um sistema de modelos que auxiliassem na gestão de florestas, prevendo os danos causados pela ocorrência do fogo. A mortalidade é dos aspectos da floresta mais difíceis de modelar uma vez que é um fenómeno pouco previsível e que depende de inúmeros factores ambientais e do indivíduo. A aplicação da regressão logística para a resolução do problema revelou ser muito útil pela facilidade de inserção das variáveis no modelo e posterior leitura do *output*. Este método já foi utilizado anteriormente por outros autores para estudar a mortalidade das árvores devido aos incêndios florestais (Regelbrugge e Conard, 1993; Keyser *et al.*, 2006; González *et al.* 2007). Para além disso também já havia sido utilizado para modelar a mortalidade das árvores devido a outras causas como fogo controlado (Botelho *et al.*, 1998; Stephens e Finney, 2002), vento (Jalkanen e Mattila, 2000) e mortalidade natural (Fridman e Ståhl, 2001; Álvarez González *et al.*, 2004; Crecente-Campo *et al.*, 2009).

Para o desenvolvimento dos modelos utilizaram-se dados de 241 parcelas compostas por 2520 árvores, de áreas que foram percorridas por incêndios de 2006 a 2008. Este número de parcelas é bastante reduzido uma vez que estes foram anos menos quentes e, conseqüentemente, com um número reduzido de ocorrências. Para além disso, grande parte do que arde nos incêndios florestais é apenas matos, justificando o número reduzido de dados. Como Pereira *et al.* (2006) mostram apenas 32% de floresta (menos de um terço) ardeu entre 1990 e 2005, contra 56% de matos (Figura 23). No entanto, o impacto que a floresta tem na população exige que esta seja uma questão a ser analisada com o máximo cuidado.

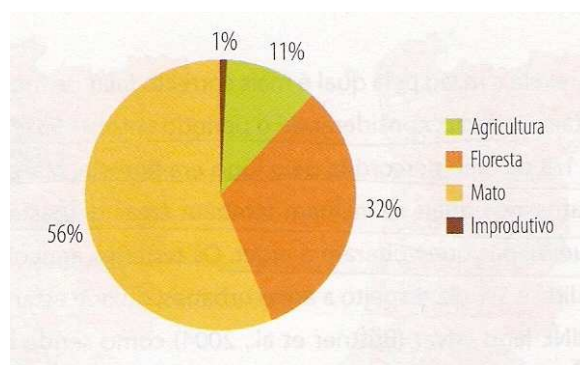


Figura 23 - Incidência do fogo no coberto vegetal em Portugal, de 1990 a 2005 (Pereira *et al.*, 2006).

Neste estudo foram encontradas algumas limitações que se forem ultrapassadas podem melhorar a qualidade dos resultados. Um inventário antes e outro após da ocorrência do fogo, com a marcação e registo de todos os indivíduos das parcelas e respectivas variáveis que os caracterizam, seria o mais indicado para este tipo de modelação. No entanto, foi necessário reconstituir todas as parcelas no momento antes da ocorrência do

incêndio (mesmo as de Inventário Florestal Nacional) e para isso recorreu-se às técnicas de *reverse engineering* para determinar as dimensões dos indivíduos antes da sua ocorrência. Este processo permitiu que se obtivesse uma maior homogeneidade nos dados a serem analisados. Uma vez que se reconstituíram todas as parcelas foi necessário adicionar uma percentagem de mortalidade natural a cada espécie para que não se sobrestimasse a mortalidade causada pela acção do fogo. A utilização de parcelas permanentes evitaria este processo. Seria útil ainda para o caso de se repetirem anos pouco severos de incêndios, permitiria que fossem sempre as mesmas parcelas inventariadas e evitaria situações topográficas desfavoráveis. Para além disso, poderia fazer-se um estudo mais aprofundado das parcelas recolhendo dados de todos os anos após a ocorrência.

Analisando os valores médios de todas as parcelas e apenas daquelas onde ocorreu mortalidade (quadro 9), é possível verificar que a densidade de árvores aumenta nestas últimas e que o diâmetro quadrático médio diminui. Isto significa que onde ocorreu mortalidade a densidade é maior, aumentando a competição entre elas, e as árvores são de menores dimensões, estando mais sujeitas à acção do fogo (quer por ter diâmetros mais pequenos, quer por ter a copa mais baixa). Verifica-se ainda que a irregularidade do povoamento também aumenta, isto é, os valores de NLDensity e de Structure aumentam, indicando que existe uma maior variação de dimensões dentro da mesma parcela. É curioso observar que a altura média da árvore não apresenta uma variação significativa nas parcelas onde ocorreu o fogo e nas que não ocorreu, e, para além disso, não se verificou uma relação entre esta variável e a mortalidade, tal como Outcalt e Wade (2004). No entanto, este facto não permite retirar grandes conclusões uma vez que é a altura da base da copa que influencia grande parte dos danos causados pelos incêndios. Quanto menor for a altura a que os ramos se interceptam e, conseqüentemente, se situam as folhas, maior é a probabilidade da copa incendiar através dos fogos de superfície (Keyser *et al.*, 2006).

Relativamente às espécies que compõem as parcelas é possível verificar que as espécies que sobressaíram no campo são também as que têm mais representatividade em Portugal (quadro 1). Estas são a Azinheira, Eucalipto, Pinheiro bravo, Pinheiro manso e Sobreiro. As restantes foram incluídas nos grupos Quercíneas, outras Folhosas e outras Resinosas uma vez que o número de dados registados não permitia que se trabalhassem separadamente. Para além disso têm pouca expressão no território nacional e o seu comportamento dentro do grupo em relação ao fogo não difere significativamente entre elas.

As variáveis que integram os modelos são simples e acessíveis, sendo variáveis que se medem no campo ou que são facilmente calculadas *a posteriori* através de modelos de crescimento ou equações desenvolvidas para o efeito. A escolha das variáveis a colocar no modelo deve ser cuidada para que sejam de fácil compreensão pelo senso comum. As variáveis incluídas neste modelos são relativas à topografia, ao povoamento e às dimensões

da árvore para ser possível analisar o grau de dano a todos os níveis. Uma vez que se pretende um sistema para integrar na silvicultura preventiva não se incluiu variáveis da acção do fogo, como a severidade, ou que indiquem o seu grau de intensidade, por exemplo como Regelbrugge e Conard (1993), McHugh e Kolb (2003), e Keyser *et al.* (2006) utilizaram. Apesar disso integra variáveis que influenciam directamente o comportamento do fogo, como o declive, uma vez que quando este aumenta, a probabilidade de propagação do incêndio também aumenta (Ventura e Vasconcelos, 2006).

Desenvolveu-se um sistema de equações. Primeiro criou-se um modelo para prever em que parcela é mais provável que ocorra mortalidade (equação 30). Para as parcelas onde ocorre mortalidade foi desenhado um modelo que estime a proporção de árvores mortas, ou seja, a intensidade de dano na parcela (equação 31). Para a árvore desenvolveu-se um modelo que preveja a mortalidade após o fogo, que inclui a proporção de árvores mortas, a variável resposta da equação anterior (equação 32).

Poucos estudos desenvolvem o primeiro modelo que determina se ocorre mortalidade na parcela ou não (Wollons, 1998; Fridman e Ståhl, 2001; Álvarez González *et al.*, 2004), mas este revelou ser bastante útil porque o modelo seguinte, o modelo que estima a intensidade da mortalidade na parcela, é desenvolvido apenas a partir das parcelas onde ocorreu mortalidade.

Alguns dos estudos realizados anteriormente consideraram o horizonte temporal, estimando a mortalidade causada pelo fogo nos anos seguintes à ocorrência (Wollons, 1998; Álvarez González *et al.*, 2004). Neste caso não foi possível devido a restrições temporais.

A mortalidade das árvores foi obtida por um único modelo que inclui todas as espécies, como González *et al.* (2007), em vez de um modelo para cada espécie como a maioria da bibliografia referida, por exemplo, Yao *et al.* (2001), Fridman e Ståhl (2001) e Stephens e Finney (2002) fizeram. Ter todas as espécies no mesmo modelo facilita a utilização do modelo permitindo prever os danos pós-fogo para uma vasta gama de florestas. A utilização de parcelas permanentes, como sugerido anteriormente, permitiria ter várias amostras de todas as espécies possibilitando o estudo de cada uma em separado. Uma vez que as espécies principais que compõem a floresta portuguesa reagem ao fogo de maneira diferente, a utilidade do modelo aumentaria se tivesse todas estas espécies significativas aumentaria.

No primeiro modelo observa-se que a que a probabilidade de uma parcela arder aumenta com a irregularidade do povoamento, ou seja, com as variáveis NLDensity e Structure (González *et al.*, 2007). Isto indica que a variabilidade de dimensões na parcela, ou seja, existirem árvores mais pequenas e árvores maiores, torna-a mais susceptível ao incêndio, uma vez que as mais pequenas e dominadas estão em desvantagem e mais

próximas dos combustíveis de superfície (McHugh e Kolb, 2003). Nota-se ainda que a probabilidade diminui com a área basal do povoamento (González *et al.*, 2007). Uma vez que, como já foi referido, a área basal do povoamento pode ter duas interpretações, associada ao NLDensity de sinal contrário significa que a probabilidade de ocorrer o incêndio diminui com o aumento do diâmetro à altura do peito. Relativamente às espécies, as resinosas são as mais susceptíveis à ocorrência dos incêndios, seguindo-se as folhosas. O eucalipto aparece como o menos susceptível verificando-se que a inclinação do gráfico apenas se inicia para valores mais elevados de NLDensity (figura 17).

No modelo que estima a proporção de árvores mortas na parcela (equação 31), o declive e a altitude aparecem como dois factores que aumentam esta proporção. Tal como Botelho *et al.* (1998) e González *et al.* (2007) haviam verificado, quanto maior o declive, maior é a propagação do fogo. Tal como referido anteriormente, uma vez que o fogo se inicia, quanto maior for o declive mais fácil é a dispersão das chamas. Em relação à altitude, o modelo indica que esta variável aumenta a proporção de dano na parcela. Esta influencia os combustíveis presentes uma vez que condiciona a temperatura e a precipitação (Ventura e Vasconcelos, 2006). González *et al.* (2005) e González *et al.* (2007), no entanto, verificaram que para a sua área de estudo a altitude apenas influencia a ocorrência do fogo, ou seja, o risco, e não o dano causado nas florestas. O modelo indica ainda que quanto menor for a média dos diâmetros (MDap) maior é a proporção de árvores mortas na parcela, uma vez que estão presentes árvores mais pequenas e mais susceptíveis (Fridman e Ståhl, 2001; Outcalt e Wade, 2004).

O modelo revelou ainda que as resinosas estão mais susceptíveis à mortalidade causada pelo fogo, enquanto que as folhosas se revelaram as menos susceptíveis. Nas figuras 19 e 20 é possível observar-se como a composição do povoamento influencia a proporção de árvores mortas na parcela. A figura 19 mostra a variação da variável resposta em função da média dos diâmetros (MDap), mantendo as outras variáveis constantes, para parcelas constituídas apenas por cada grupo estudado, ao passo que a figura 20 mostra a mesma variação mas para povoamentos cuja composição inclua dois dos grupos de espécies estudados. Testaram-se os grupos Eucalipto e Outras folhosas, Outras folhosas e Resinosas, e Eucalipto e Resinosas, e foi possível verificar as curvas de probabilidade são diferentes de quando os povoamentos são puros. As parcelas que são compostas por outras Folhosas apresentam uma proporção muito mais reduzida que as parcelas que são constituídas apenas por Eucalipto e Resinosas, que têm uma percentagem muito maior de árvores mortas.

Em relação ao modelo que estima a mortalidade pós fogo da árvore observou-se que a proporção de árvores mortas na parcela (pdead) tem grande influência na variável dependente, aumentando quando esta aumenta. O mesmo comportamento verificou-se para

a variável Structure que indica que a probabilidade da árvore morrer aumenta com a irregularidade do povoamento (González *et al.*, 2007). O modelo indica ainda que as árvores mais susceptíveis a morrer pela acção do fogo são as que possuem um diâmetro à altura do peito menor, ou seja, as de menores dimensões (Ryan e Reinhardt, 1988; Regelbrugge e Conard, 1993; Botelho *et al.*, 1998; Stephens e Finney, 2002; McHugh e Kolb, 2003; Keyser *et al.*, 2006; González *et al.*, 2007). Keyser *et al.* (2006) concluíram que o diâmetro à altura do peito fornece uma boa estimativa da resistência do câmbio ao dano causado, estando a resistência das árvores mais grossas intimamente associada à casca mais espessa que nas árvores jovens. McHugh e Kolb (2003) verificaram uma curva de mortalidade das árvores em função do diâmetro à altura do peito em forma de U, ou seja, as árvores que morrem por acção do fogo são maioritariamente as mais jovens e as mais velhas. Neste caso tal não acontece, provavelmente porque em Portugal, à excepção dos montados, a silvicultura aplicada não permite que as árvores envelheçam no terreno.

Em relação às espécies, as resinosas mostraram-se novamente como as mais susceptíveis ao fogo, sendo as que apresentam maior probabilidade de morrer. Esta probabilidade diminui para as quercíneas, destas para o Eucalipto, e deste para as outras folhosas, sendo estas as menos susceptíveis a morrer devido à ocorrência do fogo.

Foi possível verificar que a mortalidade da árvore pela acção do fogo depende da espécie a que pertence. No conjunto dos três modelos observou-se uma coerência no facto de as resinosas serem as mais susceptíveis à ocorrência do fogo e à mortalidade pós fogo. No estudo de Catry *et al.* (2007) tanto o Pinheiro bravo como o Pinheiro manso são duas resinosas que são muito inflamáveis mas que possuem uma casca grossa e lhes permite sobreviver se o fogo não for muito severo. No entanto, se a severidade do fogo for elevada e consumir grande parte da copa, a probabilidade da árvore sobreviver é muito reduzida. Nos dados recolhidos verifica-se que cerca de 75% (770) dos indivíduos de Pinheiro bravo morreram pela acção do fogo. Em relação ao Pinheiro manso e às Outras resinosas não foram recolhidos dados suficientes para se poder comparar. No entanto, Fernandes *et al.* (2008) afirmam que o Pinheiro manso apresenta uma maior resistência ao fogo que o Pinheiro bravo e que as restantes espécies de Pinheiro do mediterrâneo.

As folhosas em geral apresentam uma maior resistência ao fogo que as resinosas (Catry *et al.*, 2007). Relativamente ao Eucalipto, este é muito inflamável mas uma vez que se encontra bem adaptado ao fogo, geralmente sobrevive e regenera de touça. As quercíneas são pouco inflamáveis, sobrevivendo bem, em geral, à ocorrência do fogo. A excepção deste grupo é o sobreiro que é, pelo contrário, uma espécie muito inflamável mas que está bem adaptada ao fogo porque regenera a partir da copa e pela sua cortiça que é um excelente isolante. As outras folhosas são geralmente pouco inflamáveis como se comprova nos resultados obtidos pelos modelos.

A composição dos modelos em variáveis foi escolhida de forma a conseguir demonstrar os vários aspectos do povoamento, mas as que integram os modelos finais foram seleccionadas através da sua significância (*p-value*). O valor de significância requerido à partida foi de 0,05, e foi conseguido para os três modelos.

Para os modelos cuja variável resposta é binária, ou seja, aquele que prevê se ocorre mortalidade na parcela e o que determina se a árvore morre após o fogo foi necessário determinar o valor limite (*cut off*). Seria de esperar que este valor fosse o valor central do intervalo de variação de probabilidade, ou seja, 0,5. Geralmente obtém-se este valor quando existe homogeneidade nas observações que originam os modelos. Mas pela análise da tabela de classificação dos modelos obtidos, o valor mais adequado aos dados analisados foi de 0,64 para o primeiro modelo e de 0,73 para o terceiro. O facto destes valores serem superiores a 0,5 significa que não se verificou uma homogeneidade nos valores de *input*, havendo mais ocorrências do que não-ocorrências.

Os três modelos revelaram-se satisfatórios como é possível constatar pelo valor de *c* de cada um. Para o valor da ocorrência obteve-se 0,831, para o da intensidade 0,684, e para o da árvore 0,947. Este valor é a área abaixo da curva ROC, e quanto maior for, maior é a explicação do modelo para os dados *input*.

Obtiveram-se resultados bastante satisfatórios para os dados trabalhados. Como se pode ver nas figuras 9, 10 e 11 ambas as variáveis dependentes possuem valores muito extremos, não possuindo uma distribuição normal, o que dificulta a modelação.

Estudos anteriores revelaram que o uso do fogo controlado reduz a severidade, o tamanho e o dano dos incêndios florestais uma vez que reduz a acumulação de combustíveis (por exemplo, Outcalt e Wade, 2004). No entanto, este método é pouco utilizado em Portugal devido ao clima mediterrâneo que propicia o descontrolo deste. O método alternativo para gerir os combustíveis de superfície reduzindo a sua acumulação pode ser através de operações culturais, como limpezas e desbastes, que reduz o impacto dos incêndios no povoamento (González *et al.*, 2005).

Os modelos desenvolvidos prevêem o dano que ocorre durante a ocorrência do incêndio, não tendo em conta os efeitos secundários, como as pragas, que podem ser outras causas de morte devido à sua ocorrência. Por isso, na continuação deste estudo, propõe-se que se realizem novas visitas às parcelas e que se registre o estado das árvores, desde a mortalidade tardia causada pelo fogo ao ataque de insectos devido ao stress causado pela ocorrência do incêndio. Sugere-se que, como Outcalt e Wade (2004) verificaram, estudar se a mortalidade tardia das árvores está intimamente associada à perda de copa devido ao fogo.

Referências bibliográficas

Alexandrian, D., Esnauld, F. e Calabri G. (1999) Forest fires in the Mediterranean area, *Unasylva*, **197**, 35–41.

Álvarez González, J. G., Castedo Dorado, F., Ruiz González, A. D., López Sánchez, C. A., e von Gadow, K. (2004) A two-step mortality model for even-aged stands of *Pinus radiata* D. Don in Galicia (Northwestern Spain). *Annals of Forest Science* 61: 439–448.

Botelho, H. S., Fernandes, P. M. e Ruas, L. L. S. (1998) Modeling Pinus pinaster Tree Damage Induced by Up-slope Wind driven Prescribed Fires in Northern Portugal. 13th Fire and Forest Meteorology Conference, IAWF, 473-476.

Carvalho, A. (1999) Modelação do Crescimento da Árvore em Eucaliptais em 1ª Rotação Localizados nas Regiões Norte e Centro Litoral. Dissertação para obtenção do Grau de Doutor em Engenharia Florestal, ISA, Lisboa, 367 pp.

Catry, F., Bugalho, M. e Silva, J. (2007) Recuperação da floresta após o fogo. O caso da Tapada Nacional de Mafra. CEABN-ISA, Lisboa, 36 pp.

Chandler, G., Cheney, P., Thomas, P., Trabaud, L. e Williams, D. (1983) Fire in forestry. Vol. 2: Forest fire management and organization. John Wiley, New York, 218 pp.

Crecente-Campo, F., Marshall, P. e Rodríguez-Soalleiro, R. (2009) Modeling non-catastrophic individual-tree mortality for Pinus radiata plantations in northwestern Spain. *Forest Ecology and Management* **257**, 1542-1550.

DGRF 2006, Resultados do Inventário Florestal Nacional 2005/2006, 5ª Revisão , Direcção-Geral dos Recursos Florestais,Lisboa, 70 pp.

Dickinson, M.B. & Johnson, E.A., 2001. Fire Effects on Trees. In: Forest Fires: Behavior and Ecological Effects. Johnson, E.A. & Miyanishi, K. (eds.). Academic Press, California, 477-525.

Fabião, A. M. D. (1996) Árvores e Florestas. Publicações Europa-América, Mem-Martins, 228 pp.

Fernandes, P. M., Vega, J. A., Jiménez, E., e Rigolot, E. (2008) Fire resistance of European pines. *Forest Ecology and Management* **256**, 246-255.

Fridman, J. e Ståhl, G. (2001) A Three-step Approach for Modeling Tree Mortality in Swedish Forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* **16**, 455-466.

Gadow, K. v. (2000) Evaluating Risk in Forest Planning Models. *Silva Fennica* **34**, 181-191.

González, J. R., Trasobares, A., Palahí, M. e Pukkala, T. (2005) Optimising the management of *Pinus sylvestris* L. stand under risk of fire in Catalonia (north-east of Spain). *Annals of Forest Science* **62**, 493-501.

González, J. R., Trasobares, A., Palahí, M. e Pukkala, T. (2007) Predicting tree survival in burned forests in Catalonia (North-East Spain) for strategic forest planning. *Annals of Forest Science* **64**, 733-742.

Hosmer, D. W. e Lemeshow, S. (2000) *Applied logistic regression*. John Wiley and Sons, New York, 307 pp.

Hyytiäinen, K. e Haigh, R. G. (2009) Evaluation of forest management systems under risk of wildfires. *European Journal of Forest Research*, Online first.

IFN 2005/06

Jalkanen, A. e Mattila, U. (2000) Logistic regression models for wind and snow damage in northern Finland based on the National Forest Inventory data. *Forest Ecology and Management* **135**, 315-330.

Keyser, T. L., Smith, F. W., Lentile, L. B., e Shepperd, W. D. (2006) Modeling postfire mortality of ponderosa pine following a mixed-severity wildfire in the Black Hills: The role of tree morphology and direct fire effects. *Forest Science* **52**, 530–539.

McHugh, C.W. e Kolb, T.E. (2003) Ponderosa pine mortality following fire in northern Arizona. *International Journal of Wildland Fire* **12**, 7–22.

Miranda, P. M. A. (2001) *Meteorologia e Ambiente. Fundamentos de Meteorologia, Clima e Ambiente Atmosférico*. Universidade Aberta, Lisboa, 321 pp.

Outcalt, K. W. e Wade, D. D. (2004) Fuels management reduces tree mortality from wildfires in Southeastern United States. *Southern Journal of Applied Forestry* **28**: 28-34.

Pereira, J. S., Martins, H. e Borges, J. G. C. (2007) Forests for the 21th Century? In: A Portrait of State-of-the-Art Research at the Technical University of Lisbon. Pereira, M. S. (eds.). Springer, Netherlands, 385-400.

Pereira, J. M. C., Carreiras, J. M. B., Silva, J. M. N. e Vasconcelos, M. J. (2006) Alguns conceitos básicos sobre fogos rurais em Portugal. In: Incêndios Florestais em Portugal: caracterização, impactes e prevenção. Pereira, J. S., Pereira, J. M. C., Rego, F. C., Silva, J. M. N., Silva, T. P. (eds.). ISAPress, Lisboa, 133-164.

Radich, M. C. e Alves, A. A. M. (2000) Dois Séculos da Floresta em Portugal. Celpa, Lisboa, 226 pp.

Regelbrugge, J. C. e Conard, S. G. (1993) Modeling Tree Mortality Following Wildfire in *Pinus ponderosa* Forests in the Central Sierra Nevada of California. *International Journal of Wildland Fire* **3**, 139-148.

Reinhardt, E. D., Keane, R. E., Brown, J. K. (2001) Modeling fire effects. *International Journal of Wildland Fire* **10**, 373-380.

Ryan, K. C. e Reinhardt, E. D. (1988) Predicting postfire mortality of seven western conifers. *Canadian Journal for Forest Research* **18**, 1291-1297.

Santos, F. D. e Miranda, P. (2006) Alterações climáticas em Portugal. Cenários, impactos e medidas de adaptação. Projecto SIAM II. Gradiva, Lisboa, 505 pp.

Soares, P. e Tomé, M. (2002) Height–diameter equation for first rotation eucalypt plantations in Portugal. *Forest Ecology and Management* **166**, 99 – 109.

Stephens, S. L. e Finney, M. A. (2002) Prescribed fire mortality of Sierra Nevada mixed conifer tree species: effects on crown damage and forest floor combustion. *Forest Ecology and Management* **162**, 261-271.

Tomé, M., Barreiro, S., Cortiçada, A., Paulo, J., Meyer, A., Ramos, T. e Malico, P. (2007) Inventário Florestal 2005-2006. Áreas, volumes e biomassas dos povoamentos florestais. Resultados nacionais e por NUT's II e III. Publicações GIMREF PT 8/2007. Universidade Técnica de Lisboa. Instituto Superior de Agronomia. Centro de Estudos Florestais. Lisboa. 127 pp.

Vélez, R. (1990) Mediterranean forest fires: a regional perspective. *Unasylva* **162**, 3-9.

Vélez, R. (2006) A defesa da floresta contra incêndios florestais: estratégias, recursos, organização. In: Incêndios Florestais em Portugal: caracterização, impactes e prevenção. Pereira, J. S., Pereira, J. M. C., Rego, F. C., Silva, J. M. N., Silva, T. P. (eds.). ISAPress, Lisboa, 355-368.

Ventura, J. e Vasconcelos, M. J. (2006) O Fogo como um processo físico-químico e ecológico. In: Incêndios Florestais em Portugal: caracterização, impactes e prevenção. Pereira, J. S., Pereira, J. M. C., Rego, F. C., Silva, J. M. N., Silva, T. P. (eds.). ISAPress, Lisboa, 93-113.

Wollons, R. C. (1998) Even-aged stand mortality estimation through a two-step regression process. *Forest Ecology and Management* **105**, 189-195.

Yao, X., Titus, S. J., MacDonald, S. E. (2001) A generalized logistic model of individual tree mortality for aspen, white spruce, and lodgepole pine in Alberta mixedwood forests. *Canadian Journal for Forest Research* **31**, 283-291.

Anexos

Anexo 1

Ficha de campo utilizada para recolher a informação de inventário.

Relatório do teste do método ForFireS

(Anexar às fichas de campo)

Ponto

Identificador do ponto: _____ -

Data de medição (AAAA/MM/DD): ____/____/____

Coordenadas (média dos pontos dados pelo receptor GPS): X = _____ Y = _____

Equipamento utilizado

Receptor GPS (Fabricante, tipo): _____

Bússola (Fabricante, tipo): _____

Altímetro (Fabricante, tipo): _____

Clisímetro (Fabricante, tipo): _____

Dendrômetro/hipsômetro (Fabricante, tipo): _____

Observações, se existirem:

Acesso ao ponto

Tempo de viagem em veículo até atingir o “Ponto de partida”¹ (2.1 do manual de campo): _____ min

Distância do “Ponto de partida” ao ponto de amostragem: _____ m

Ponto de amostragem atingido usando apenas receptor GPS (riscar o desadequado): SIM NÃO

Se “NÃO”, distância caminhada: _____ m

Tempo dispendido do “Ponto de partida” ao “Ponto de amostragem”: _____ min

Observações, se existirem:

Dados da parcela

Hesitação na escolha da forma da parcela (riscar o desadequado): YES NO

Se “SIM”, explicar as razões:

Altitude determinada: no gabinete – no mapa – por leitura em altímetro

Descrever as dificuldades encontradas na determinação da grandeza ou classes

Declive

Exposição

Tipo de relevo

Forma do declive

Tipo de erosão

Importância da erosão

Agravamento da erosão

Alteração da rocha

Coberto arbóreo vivo total antes do incêndio

Coberto arbóreo vivo total depois do incêndio

Espécie arbórea dominante superior

Espécie arbórea dominante inferior

Coberto arbustivo vivo total antes do incêndio

Coberto arbustivo vivo total depois do incêndio

Altura do coberto arbustivo antes do incêndio

Altura do coberto arbustivo depois do incêndio

Coberto herbáceo

Cobertura do solo

Taxa da área seccional de cepos explorados

Número de troncos queimados não explorados

¹ Se a equipa se move de um ponto para o outro sem utilizar o veículo, o ponto de amostragem de onde se parte é o “Ponto de partida” do novo ponto de amostragem

Dados das árvores

Descrever as dificuldades encontradas na:

- Determinação das árvores pertencentes à parcela
- Medição dos dap's
- Determinação da espécie
- Medição da altura total
- Determinação do estado da vegetação
- Determinação da posição relativa no povoamento
- Medição da altura de tronco escurecido
- Avaliação da taxa de copa queimada
- Avaliação do grau de destruição do tronco
- Avaliação do grau de destruição dos ramos principais
- Avaliação do grau de destruição dos ramos secundários

Dados da regeneração

Descrever as dificuldades encontradas na:

- Instalação da sub-parcela
- Identificação da regeneração
- Determinação da espécie da regeneração
- Determinação da classe de altura

Medição de distâncias horizontais

As distâncias horizontais foram medidas (múltiplas respostas possíveis)

- Usando telemetria (incluindo o uso do dendrómetro/hipsómetro): SIM NÃO
- Medição ao longo do declive, medição do declive e corrigindo: SIM NÃO
- Progredindo por projecções horizontais: SIM NÃO

Tempo dispendido na parcela

Estimação do tempo dispendido na recolha de:

- Dados da parcela: _____ min
- Dados das árvores: _____ min
- Dados da regeneração: _____ min

Tempo passado na parcela desde a chegada ao ponto de amostragem e o fim do trabalho²: _____ min

Fotografias tiradas na parcela

- Nome do ficheiro: _____
- Data: ____/____/____
- Hora: _____

Outros comentários ou observações

Equipa

Nome: _____

Chefe de equipa (NOME, Apelido): _____

Em _____,

² Excluindo pausas.

Identificação	Campo 1	Nº de incêndio		Campo 2	Nº de parcela	
---------------	---------	----------------	--	---------	---------------	--

[illegible]

Escrever todos os comentários no verso

ForFireS

Ficha da parcela

Identificação	Campo 1	Nº de incêndio		Campo 2	Nº de parcela	
---------------	---------	----------------	--	---------	---------------	--

Execução	Campo 3	Data	__/__/__	Campo 4	Chefe equipa		Campo 5	Forma da parcela	
----------	---------	------	----------	---------	--------------	--	---------	------------------	--

Localização	Campo 6	Northing	
	Campo 7	Easting	
	Campo 8	Precisão do GPS	m

Regime cultural	Alto fuste		Composição	
	Talhadia		Puro	
	Rotação		Misto	

Topografia	Campo 9	Altitude do ponto	m	Campo 10	Declive		Campo 13	Forma do declive
	Campo 11	Exposição	gr	Campo 12	Tipo de relevo			

Erosão	Campo 14	Tipo de erosão		Campo 15	Importância da erosão	
	Campo 16	Agravamento da erosão		Campo 17	Alteração visível da rocha	

Vegetação	arbórea	Campo 18	Coberto arbóreo vivo antes incêndio	%	Campo 19	Coberto arbóreo vivo depois incêndio	%
		Campo 20	Espécie arbórea dominante superior		Campo 21	Espécie arbórea dominante inferior	
	arbustiva	Campo 22	Coberto arbustivo vivo antes incêndio	%	Campo 23	Coberto arbustivo vivo depois incêndio	%
		Campo 24	Altura coberto arbustivo antes incêndio	m	Campo 25	Altura coberto arbustivo depois incêndio	m
	herbacea	Campo 26	Coberto herbaceo	%		Classe severidade fogo (1 a 4)	

Cobertura do solo	Campo 27	Sem cobertura orgânica	%	Campo 28	Folhada ou húmus	%
	Campo 29	Madeira seca no chão	%	Campo 30	Musgos e líquenes	%
	Campo 31	Materiais orgânicos carbonizados	%	Campo 32	Cinzas	%
	Campo 33	Vegetação vascular	%	Campo 34	Água	%

Exploração após incêndio	Campo 35	Taxa da área seccional de cepos explorados	%
	Campo 36	Número de troncos queimados não explorados	

Ficha(s) das árvores : SIM NÃO

Ficha da regeneração: SIM NÃO

Escrever todos os comentários no verso

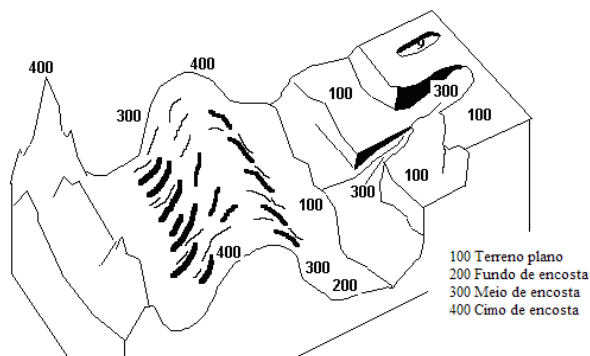
Identificação	Campo 1	Nº de incêndio		Campo 2	Nº da parcela	
---------------	---------	----------------	--	---------	---------------	--

[illegible][illegible][illegible]

FICHA DA PARCELA

Campo da ficha da parcela : 5.

Código	Forma da parcela
100	Parcela circular
200	Parcela rectangular

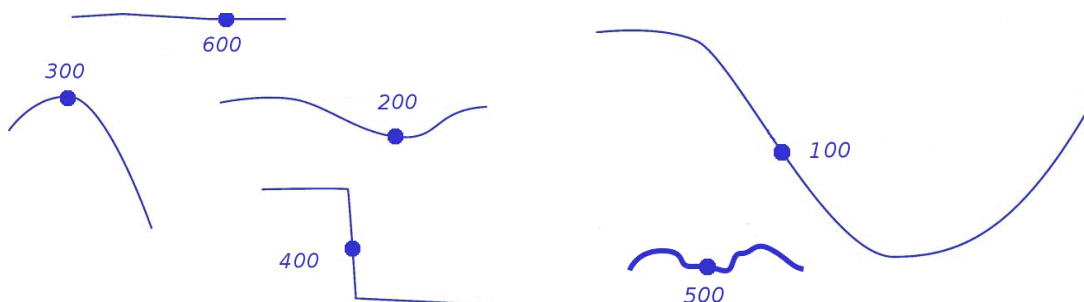


Campo da ficha da parcela : 12.

Código	Descrição do relevo do terreno
100	Terreno plano: o declive do terreno é inferior ou igual à 5° ; são classificados as planícies, os planaltos, os terraços e os fundos planos de vales. Ver Erro! Fonte de referência não encontrada.
200	Fundo de encosta: parte inferior de terrenos em declive forte, base dos declives, partes inferiores de vertentes, desfiladeiros, valas, ravinas. Ver Erro! Fonte de referência não encontrada.
300	Meio da encosta : meio de declives de montanhas, colinas, cones de entulho ou de depósitos aluvionares, montes de blocos rochosos, ou similares. Ver Erro! Fonte de referência não encontrada.
400	Topo de colina, cima de encosta : topos de colina e montanha, cristas de montanha, linhas de cumeeada e locais nos rebordos dos declives no caso de terraço. Ver Erro! Fonte de referência não encontrada.
500	Outro : terreno que não pode ser classificado nas outras categorias, por exemplo um terreno onde se sucedem rapidamente diferentes declives e exposições.

Campo da ficha da parcela : 13.

Código	Forma do declive
100	Direita : a linha de maior declive forma praticamente uma linha direita na vizinhança do ponto de amostragem.
200	Côncava : a linha de maior declive apresenta uma côncava regular na vizinhança do ponto de amostragem.
300	Convexa : a linha de maior declive apresenta uma convexa regular na vizinhança do ponto de amostragem.
400	Terraços : a linha de maior declive atravessa terraços construídos.
500	Variada : a linha de maior declive apresenta ondulações na vizinhança do ponto de amostragem.
600	Terreno plano



Campo da ficha da parcela : 14.

Código	Tipo de erosão
100	Hidráulica por ravinamento: os sulcos mais ou menos profundos do escoamento da água são visíveis no terreno.
200	Hidráulica laminar : a superfície não apresenta sulcos, mas os materiais superficiais foram arrastados pelo escoamento de água. Pode-se observar uma acumulação de material na base da encosta.
300	Eólica: os materiais superficiais foram levados pelo ventos.
400	Outra: a erosão observada não tem origem hidráulica nem eólica (deslizamento de terreno).
500	Ausência de erosão

Campo da ficha da parcela : 15.

Código	Importância da erosão
100	Fraca : em média menos de 25 % do solo perdido, em 20 cm de profundidade, na totalidade da superfície.
200	Média : em média, entre 25 % a 75 % do solo, em 20 cm de profundidade, perdido na totalidade da superfície, eventualmente pequenas zonas fortemente erodidas.
300	Forte : em média 75 % ou mais do solo, em 20 cm de profundidade, perdido na totalidade da superfície, horizontes inferiores visíveis nalguns locais.
400	Ausência de erosão

Campo da ficha da parcela : 16.

Código	Agravamento da erosão após o incêndio
100	A erosão agravada após o incêndio.
200	A erosão não foi agravada após o incêndio.

Campo da ficha da parcela : 17.

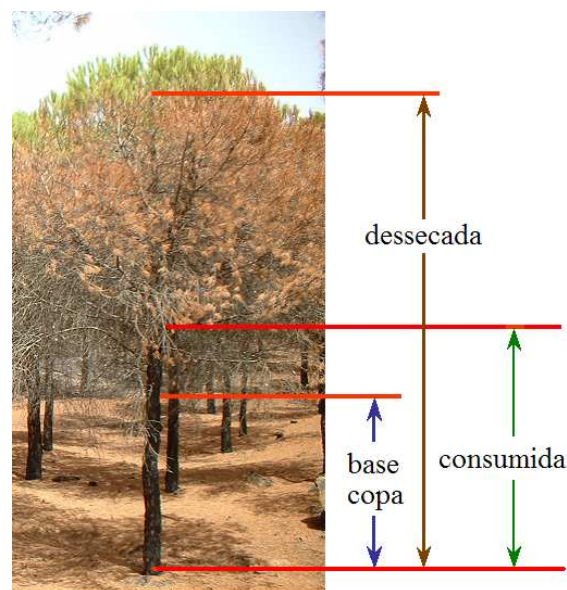
Código	Alteração visível da rocha devido ao incêndio
100	Fractura: o calor provocou fracturas na rocha-mãe.
200	Alteração de textura : a textura da rocha-mãe alterou-se para porosa ou com aspecto de pó.
300	Alteração de cor : a cor da rocha alterou-se nalguns locais.
400	Ausência de alterações

Classe severidade fogo (1 a 4)	
1	Folhagem chamuscada
2	Folhagem e ramos mais finos (<6mm diâmetro) parcialmente ou totalmente eliminados. Ramos maioritariamente intactos. Geralmente menos de 60% da copa arbustiva consumida
3	Folhagem, ramos e caules finos consumidos. Alguns ramos maiores (6-10mm diâmetro) ainda presentes. Geralmente 40-80% da copa arbustiva é consumida
4	Consumo total da vegetação excepto componentes de maior dimensão (caules com diâmetro superior a 1 cm)

FICHA DAS ÁRVORES

Campo da ficha das árvores: 5.

Código	Espécie ou grupo de espécies
100	<i>Quercus</i> de folhas caducas
200	<i>Quercus ilex</i>
300	<i>Quercus suber</i>
400	<i>Fagus sylvatica</i>
500	<i>Castanea sativa</i>
600	<i>Betula sp.</i>
700	<i>Fraxinus sp.</i>
800	<i>Populus sp.</i>
900	<i>Eucalyptus sp.</i>
1000	Outras folhosas (susceptíveis de atingir uma altura de 5 m)
1100	<i>Pinus pinaster</i>
1200	<i>Pinus sylvestris</i>
1300	<i>Pinus nigra</i>
1400	<i>Pinus pinea</i>
1500	<i>Pinus halepensis</i>
1550	<i>Pinus radiata</i>
1600	<i>Abies sp.</i>
1700	<i>Picea sp.</i>
1800	<i>Cedrus sp.</i>
1900	Outras coníferas (susceptíveis de atingir uma altura de 5 m)



Campo da ficha das árvores: 7.

Código	Estado da vegetação
100	Árvore viva
200	Árvore morta

Campo da ficha das árvores: 8.

Código	Posição relativa no povoamento
100	Andar principal : árvore pertencente ao andar no qual ocorre a produção económica principal (povoamento principal).
200	Andar secundário : árvore que se desenvolve sob coberto do povoamento principal ou num andar de diferente idade ou dimensão. Pertence geralmente à regeneração ou a uma espécie importante para protecção do solo ou para auxiliar o correcto desenvolvimento do povoamento principal.
300	Reserva : árvore que foi deixada de um povoamento anterior, acima do povoamento principal. É uma árvore isolada.

Classes de severidade de dano (1 a 4)	
1	Base do tronco parcialmente afectada mas toda a copa verde
2	Tronco parcialmente afectado. Copas com parte verde e seca
3	Copa seca. Todas as folhas (agulhas) secas se conservam na copa
4	Totalmente queimado, folhas consumidas pelo fogo

Campo da ficha das árvores: 11.

Código	Grau de destruição do tronco
100	Menos de um terço da madeira do tronco está destruída.
200	De um terço a dois terços da madeira do tronco está destruída.
300	Mais de dois terços da madeira do tronco está destruída.

Campo da ficha das árvores: 12.

Código	Grau de destruição dos ramos principais
100	Menos de um terço da madeira dos ramos principais está destruída.
200	De um terço a dois terços da madeira dos ramos principais está destruída.
300	Mais de dois terços da madeira dos ramos principais está destruída.

Campo da ficha das árvores: 13.

Código	Grau de destruição dos ramos secundários
100	Menos de um terço da madeira dos ramos secundários está destruída.
200	De um terço a dois terços da madeira dos ramos secundários está destruída.
300	Mais de dois terços da madeira dos ramos secundários está destruída.

Campo da ficha das árvores: 14.

Código	Presença de folhas, agulhas, cones (queimados ou não)
100	Folhas, agulhas ou cones estão presentes na copa.
200	Nenhuma folha, agulha ou cone está presente na copa.

FICHA DA REGENERAÇÃO

Campo da ficha da regeneração: 4.

Código	Classe de altura
100	De 0,10 a 0,50 m
200	De 0,50 a 1,30 m
300	Mais de 1,30 m com dap inferior a 7 cm

Anexo 2

Output do SAS referente ao modelo que prevê se ocorre mortalidade na parcela ou não.

The LOGISTIC Procedure Model Information

Data Set	WORK.PARCGEN1
Response Variable	Deadb
Number of Response Levels	2
Model	binary logit
Optimization Technique	Fisher's scoring

Number of Observations Read	241
Number of Observations Used	241

Response Profile

Ordered Value	Deadb	Total Frequency
1	1	153
2	0	88

Probability modeled is Deadb=1.

Model Convergence Status

Convergence criterion (GCONV=1E-8) satisfied.

Model Fit Statistics

Criterion	Intercept Only	Intercept and Covariates
AIC	318.347	259.581
SC	321.832	280.490
-2 Log L	316.347	247.581

Testing Global Null Hypothesis: BETA=0

Test	Chi-Square	DF	Pr > ChiSq
Likelihood Ratio	68.7654	5	<.0001
Score	55.5654	5	<.0001
Wald	44.1077	5	<.0001

October 26, 2009 2

Roc Curve 15:19 Monday,

The LOGISTIC Procedure

Analysis of Maximum Likelihood Estimates

Parameter	DF	Estimate	Standard Error	Chi-Square	Wald Pr > ChiSq
Intercept	1	-0.7882	0.3252	5.8753	0.0154
PFol	1	1.1079	0.4670	5.6273	0.0177
Pres	1	2.1698	0.4192	26.7865	<.0001
G	1	-0.5553	0.1264	19.2979	<.0001
NLDensity	1	4.3280	1.1765	13.5323	0.0002
Structure	1	3.2549	0.8187	15.8073	<.0001

Odds Ratio Estimates

Effect	Point Estimate	95% Wald Confidence Limits	
PFol	3.028	1.212	7.563
Pres	8.756	3.850	19.915
G	0.574	0.448	0.735
NLDensity	75.792	7.554	760.468
Structure	25.916	5.209	128.947

Association of Predicted Probabilities and Observed Responses

Percent Concordant	82.0	Somers' D	0.642
Percent Discordant	17.8	Gamma	0.643
Percent Tied	0.2	Tau-a	0.299
Pairs	13464	c	0.821

Anexo 3

Tabela de classificação do modelo que prevê se ocorre mortalidade na parcela ou não.

Classification Table

Prob	Correct		Incorrect		Percentages				
Level	Event	Non-Event	Event	Non-Event	Correct	Sensitivity	Specificity	False POS	False NEG
0	153	0	88	0	63.5	100	0	36.5	
0.02	152	0	88	1	63.1	99.3	0	36.7	100
0.04	152	1	87	1	63.5	99.3	1.1	36.4	50
0.06	152	2	86	1	63.9	99.3	2.3	36.1	33.3
0.08	152	3	85	1	64.3	99.3	3.4	35.9	25
0.1	152	3	85	1	64.3	99.3	3.4	35.9	25
0.12	152	4	84	1	64.7	99.3	4.5	35.6	20
0.14	152	5	83	1	65.1	99.3	5.7	35.3	16.7
0.16	152	8	80	1	66.4	99.3	9.1	34.5	11.1
0.18	152	9	79	1	66.8	99.3	10.2	34.2	10
0.2	152	13	75	1	68.5	99.3	14.8	33	7.1
0.22	152	14	74	1	68.9	99.3	15.9	32.7	6.7
0.24	152	15	73	1	69.3	99.3	17	32.4	6.3
0.26	151	19	69	2	70.5	98.7	21.6	31.4	9.5
0.28	151	22	66	2	71.8	98.7	25	30.4	8.3
0.3	146	26	62	7	71.4	95.4	29.5	29.8	21.2
0.32	145	29	59	8	72.2	94.8	33	28.9	21.6
0.34	144	34	54	9	73.9	94.1	38.6	27.3	20.9
0.36	142	36	52	11	73.9	92.8	40.9	26.8	23.4
0.38	142	38	50	11	74.7	92.8	43.2	26	22.4
0.4	141	42	46	12	75.9	92.2	47.7	24.6	22.2
0.42	140	43	45	13	75.9	91.5	48.9	24.3	23.2
0.44	139	46	42	14	76.8	90.8	52.3	23.2	23.3
0.46	137	46	42	16	75.9	89.5	52.3	23.5	25.8
0.48	134	46	42	19	74.7	87.6	52.3	23.9	29.2
0.5	130	49	39	23	74.3	85	55.7	23.1	31.9
0.52	127	49	39	26	73	83	55.7	23.5	34.7
0.54	126	50	38	27	73	82.4	56.8	23.2	35.1
0.56	120	52	36	33	71.4	78.4	59.1	23.1	38.8
0.58	117	55	33	36	71.4	76.5	62.5	22	39.6
0.6	114	60	28	39	72.2	74.5	68.2	19.7	39.4
0.62	112	61	27	41	71.8	73.2	69.3	19.4	40.2
0.64	109	62	26	44	71	71.2	70.5	19.3	41.5
0.66	107	63	25	46	70.5	69.9	71.6	18.9	42.2
0.68	106	65	23	47	71	69.3	73.9	17.8	42
0.7	105	68	20	48	71.8	68.6	77.3	16	41.4

0.72	101	71	17	52	71.4	66	80.7	14.4	42.3
0.74	97	73	15	56	70.5	63.4	83	13.4	43.4
0.76	92	73	15	61	68.5	60.1	83	14	45.5
0.78	81	75	13	72	64.7	52.9	85.2	13.8	49
0.8	63	82	6	90	60.2	41.2	93.2	8.7	52.3
0.82	48	83	5	105	54.4	31.4	94.3	9.4	55.9
0.84	45	83	5	108	53.1	29.4	94.3	10	56.5
0.86	38	83	5	115	50.2	24.8	94.3	11.6	58.1
0.88	32	84	4	121	48.1	20.9	95.5	11.1	59
0.9	28	87	1	125	47.7	18.3	98.9	3.4	59
0.92	27	87	1	126	47.3	17.6	98.9	3.6	59.2
0.94	16	87	1	137	42.7	10.5	98.9	5.9	61.2
0.96	10	87	1	143	40.2	6.5	98.9	9.1	62.2
0.98	8	87	1	145	39.4	5.2	98.9	11.1	62.5
1	0	88	0	153	36.5	0	100		63.5

Anexo 4

Output do SAS do modelo que estima a proporção da mortalidade na parcela.

The LOGISTIC Procedure

Model Information

Data Set	WORK.PARCGEN11
Response Variable (Events)	Ndead
Response Variable (Trials)	N
Model	binary logit
Optimization Technique	Fisher's scoring

Number of Observations Read	153
Number of Observations Used	153
Sum of Frequencies Read	58334
Sum of Frequencies Used	58334

Response Profile

Ordered Value	Binary Outcome	Total Frequency
1	Event	38678
2	Nonevent	19656

Model Convergence Status

Convergence criterion (GCONV=1E-8) satisfied.

Model Fit Statistics

Criterion	Intercept Only	Intercept and Covariates
AIC	74552.366	69193.076
SC	74561.340	69246.919
-2 Log L	74550.366	69181.076

Testing Global Null Hypothesis: BETA=0

Test	Chi-Square	DF	Pr > ChiSq
Likelihood Ratio	5369.2903	5	<.0001
Score	5292.8122	5	<.0001
Wald	4618.0542	5	<.0001

The LOGISTIC Procedure

Analysis of Maximum Likelihood Estimates

Parameter	DF	Estimate	Standard Error	Chi-Square	Wald Pr > ChiSq
Intercept	1	0.3579	0.0392	83.4342	<.0001
Declive	1	0.0525	0.00134	1528.7747	<.0001
Altitude	1	0.00175	0.000061	825.0653	<.0001
PFol	1	-1.3872	0.0361	1480.6339	<.0001
PEG	1	-0.1361	0.0258	27.9092	<.0001
AvgDBH	1	-0.0393	0.00189	435.0685	<.0001

Odds Ratio Estimates

Effect	Point Estimate	95% Wald Confidence Limits	
Declive	1.054	1.051	1.057
Altitude	1.002	1.002	1.002
PFol	0.250	0.233	0.268
PEG	0.873	0.830	0.918
AvgDBH	0.961	0.958	0.965

Association of Predicted Probabilities and Observed

Responses

Percent Concordant	67.8	Somers' D	0.367
Percent Discordant	31.1	Gamma	0.371
Percent Tied	1.0	Tau-a	0.164
Pairs	760254768	c	0.684

Anexo 5

Output do SAS do modelo que prevê quais as árvores que têm uma maior probabilidade de morrer devido ao incêndio.

The LOGISTIC Procedure

Model Information

Data Set	WORK.ARVGEN
Response Variable	Morta
Number of Response Levels	2
Model	binary logit
Optimization Technique	Fisher's scoring

Number of Observations Read	2521
Number of Observations Used	2520

Response Profile

Ordered Value	Morta	Total Frequency
1	1	1905
2	0	615

Probability modeled is Morta='1'.

NOTE: 1 observation was deleted due to missing values for the response or explanatory variables.

Model Convergence Status

Convergence criterion (GCONV=1E-8) satisfied.

Model Fit Statistics

Criterion	Intercept Only	Intercept and Covariates
AIC	2802.732	1370.374
SC	2808.564	1411.199
-2 Log L	2800.732	1356.374

Testing Global Null Hypothesis: BETA=0

Test	Chi-Square	DF	Pr > ChiSq
Likelihood Ratio	1444.3575	6	<.0001
Score	1343.6619	6	<.0001
Wald	628.9520	6	<.0001

The LOGISTIC Procedure

Analysis of Maximum Likelihood Estimates

Parameter	DF	Estimate	Standard Error	Chi-Square	Wald Pr > ChiSq
Intercept	1	-4.0436	0.4271	89.6231	<.0001
Ec	1	1.4915	0.3864	14.8966	0.0001
OR	1	1.6134	0.3935	16.8074	<.0001
Qsp	1	1.0709	0.4443	5.8107	0.0159
g	1	-20.7803	3.3260	39.0356	<.0001
BAL	1	0.5824	0.2711	4.6155	0.0317
pmortas	1	6.8624	0.2860	575.7325	<.0001

Odds Ratio Estimates

Effect	Point Estimate	95% Wald Confidence Limits	
Ec	4.444	2.084	9.477
OR	5.020	2.321	10.857
Qsp	2.918	1.222	6.970
g	<0.001	<0.001	<0.001
BAL	1.790	1.052	3.046
pmortas	955.694	545.600	>999.999

Association of Predicted Probabilities and Observed
Responses

Percent Concordant	94.1	Somers' D	0.882
Percent Discordant	5.9	Gamma	0.883
Percent Tied	0.1	Tau-a	0.326
Pairs	1171575	c	0.941

Anexo 6

Tabela de classificação do modelo que estima quais as árvores que têm uma maior probabilidade de morrer devido ao incêndio.

Classification Table

Prob Level	Correct		Incorrect		Percentages				
	Event	Non- Event	Event	Non- Event	Correct	Sensi- tivity	Speci- ficity	False POS	False NEG
0	1905	0	615	0	75.6	100	0	24.4	.
0.02	1899	43	572	6	77.1	99.7	7	23.1	12.2
0.04	1896	83	532	9	78.5	99.5	13.5	21.9	9.8
0.06	1894	124	491	11	80.1	99.4	20.2	20.6	8.1
0.08	1887	166	449	18	81.5	99.1	27	19.2	9.8
0.1	1883	202	413	22	82.7	98.8	32.8	18	9.8
0.12	1877	226	389	28	83.5	98.5	36.7	17.2	11
0.14	1875	258	357	30	84.6	98.4	42	16	10.4
0.16	1872	274	341	33	85.2	98.3	44.6	15.4	10.7
0.18	1870	287	328	35	85.6	98.2	46.7	14.9	10.9
0.2	1868	308	307	37	86.3	98.1	50.1	14.1	10.7
0.22	1866	322	293	39	86.8	98	52.4	13.6	10.8
0.24	1862	335	280	43	87.2	97.7	54.5	13.1	11.4
0.26	1855	347	268	50	87.4	97.4	56.4	12.6	12.6
0.28	1852	357	258	53	87.7	97.2	58	12.2	12.9
0.3	1849	366	249	56	87.9	97.1	59.5	11.9	13.3
0.32	1846	374	241	59	88.1	96.9	60.8	11.5	13.6
0.34	1844	385	230	61	88.5	96.8	62.6	11.1	13.7
0.36	1840	392	223	65	88.6	96.6	63.7	10.8	14.2
0.38	1838	405	210	67	89	96.5	65.9	10.3	14.2
0.4	1833	413	202	72	89.1	96.2	67.2	9.9	14.8
0.42	1830	418	197	75	89.2	96.1	68	9.7	15.2
0.44	1828	422	193	77	89.3	96	68.6	9.5	15.4
0.46	1825	438	177	80	89.8	95.8	71.2	8.8	15.4
0.48	1819	447	168	86	89.9	95.5	72.7	8.5	16.1
0.5	1811	451	164	94	89.8	95.1	73.3	8.3	17.2
0.52	1804	458	157	101	89.8	94.7	74.5	8	18.1
0.54	1794	464	151	111	89.6	94.2	75.4	7.8	19.3
0.56	1784	471	144	121	89.5	93.6	76.6	7.5	20.4
0.58	1777	476	139	128	89.4	93.3	77.4	7.3	21.2
0.6	1764	481	134	141	89.1	92.6	78.2	7.1	22.7
0.62	1752	486	129	153	88.8	92	79	6.9	23.9
0.64	1734	501	114	171	88.7	91	81.5	6.2	25.4
0.66	1711	509	106	194	88.1	89.8	82.8	5.8	27.6
0.68	1692	518	97	213	87.7	88.8	84.2	5.4	29.1

0.7	1678	528	87	227	87.5	88.1	85.9	4.9	30.1
0.72	1668	534	81	237	87.4	87.6	86.8	4.6	30.7
0.74	1659	541	74	246	87.3	87.1	88	4.3	31.3
0.76	1643	547	68	262	86.9	86.2	88.9	4	32.4
0.78	1628	552	63	277	86.5	85.5	89.8	3.7	33.4
0.8	1606	556	59	299	85.8	84.3	90.4	3.5	35
0.82	1592	560	55	313	85.4	83.6	91.1	3.3	35.9
0.84	1586	564	51	319	85.3	83.3	91.7	3.1	36.1
0.86	1567	569	46	338	84.8	82.3	92.5	2.9	37.3
0.88	1544	573	42	361	84	81	93.2	2.6	38.7
0.9	1498	580	35	407	82.5	78.6	94.3	2.3	41.2
0.92	1421	596	19	484	80	74.6	96.9	1.3	44.8
0.94	1304	603	12	601	75.7	68.5	98	0.9	49.9
0.96	1128	609	6	777	68.9	59.2	99	0.5	56.1
0.98	847	612	3	1058	57.9	44.5	99.5	0.4	63.4
1	0	615	0	1905	24.4	0	100	.	75.6